

**INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA**  
**ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA**



**Mestrado em Engenharia do Ambiente**

**Gestão de águas residuais pré-tratadas de queijarias**

Filipa Isabel Pereira Ruas

Orientadora: Doutora Maria de Fátima Nunes de Carvalho  
Co-orientadora: Doutora Maria Adelaide de Araújo Almeida

**BEJA, 2012**



**INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA**  
**ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA**



**Mestrado em Engenharia do Ambiente**

**Gestão das águas residuais pré-tratadas de queijarias**

Filipa Isabel Pereira Ruas

Orientadora: Doutora Maria de Fátima Nunes de Carvalho

Co-orientadora: Doutora Maria Adelaide de Araújo Almeida

Dissertação apresentada no âmbito do trabalho de estágio para obtenção do Grau de Mestre.

**BEJA, 2012**



## Agradecimentos

Desde já quero demonstrar o meu orgulho no presente trabalho pois foi um enorme prazer fazê-lo, sendo que aprendi muito, facto que se deve às minhas orientadoras, Dr.<sup>a</sup> Adelaide Almeida e Dr.<sup>a</sup> Fátima Carvalho. O meu muito obrigada pela sabedoria que me transmitiram.

Quero também agradecer a todo o pessoal afecto aos Laboratórios de águas da ESAB, Ivone, Zezinha, Isabel e Mariana, pela disponibilidade e ajuda permanentes.

À Queijaria Guilherme, o meu muito obrigado pelo fornecimento de toda a informação solicitada.

Quero também deixar aqui o meu enorme agradecimento às minhas mais recentes colegas de trabalho, Luísa Pinto, Isabel Valente e Helena Barbosa, pela força que me deram nestes últimos tempos e por terem sempre tempo e paciência para me ouvirem. Obrigada!

À minha família, essencialmente mãe e irmã, pelo apoio prestado ao longo de todo o trabalho. Muito, muito obrigada!

Finalmente, ao Stephane, meu namorado e sempre amigo, pela sua enorme paciência, amizade e cooperação durante todos estes meses. Agradeço-te imenso!



## Índice

Agradecimentos .....	i
Índice de Tabelas .....	ivii
Índice de Gráficos .....	vii
Índice de Figuras .....	vii
Abreviaturas .....	vii
Resumo .....	vii
<i>Abstract</i> .....	ix
Capítulo 1 – Enquadramento do tema e objectivos.....	1
Capítulo 2 – Introdução .....	4
2.1. Indústria do queijo .....	4
2.2. Efluentes produzidos pela indústria do queijo .....	6
2.2.1. Impacte no meio ambiente gerado pelas águas residuais de queijaria .....	8
2.2.2. Legislação ambiental aplicável .....	10
2.3. Tratamentos de efluentes de queijarias .....	11
2.3.1. Tratamento de efluentes de queijarias utilizando zonas húmidas artificiais (ZHA).....	13
2.3.1.1. Aspectos gerais.....	13
2.3.1.2. Tipos de ZHA.....	14
2.3.1.3. Sistemas de FSSV .....	17
2.3.1.3.1. Substrato .....	17
2.3.1.3.2. Macrófitas.....	18
2.3.1.3.3. Microrganismos.....	20
2.3.1.3.4. Mecanismos de remoção de matéria orgânica .....	21
2.3.1.3.5. Mecanismos de remoção de azoto .....	21
2.4. Reutilização de águas residuais de queijarias.....	22
2.4.1. Reutilização de águas residuais na rega .....	23
2.5. Aproveitamento da água da chuva .....	26
2.5.1. Recolha da água da chuva .....	26
2.5.2. Armazenamento da água da chuva.....	29
Capítulo 3 – Materiais e métodos .....	33

<b>3.1. Caracterização do efluente da queijaria Guilherme.....</b>	<b>33</b>
<b>3.2. Instalações e procedimento experimental .....</b>	<b>35</b>
3.2.1. Aplicação da água residual pré-tratada nos leitos piloto instalados na ESAB .....	35
3.2.2. Obtenção dos fertirrigantes, utilizando a água residual pré-tratada e a água da chuva .....	37
<b>Capítulo 4 – Resultados e Discussão.....</b>	<b>39</b>
<b>4.1. Tratamento da água residual pré-tratada utilizando ZHA .....</b>	<b>39</b>
4.1.1. Análise da biomassa .....	40
4.1.2. Estudo da influência da temperatura .....	41
4.1.3. Estudo da influência da altura e do TRH dos leitos.....	43
4.1.4. Estudo da influência da variação da carga mássica ( $C_m$ ) e da carga hidráulica (Ch) com as alturas de material de enchimento distintas entre os leitos.....	44
4.1.4.1. pH, CE, Eh e OD .....	44
4.1.4.2. Efeito da Ch e $C_m$ de matéria orgânica (CQO e $CBO_5$ ).....	48
4.1.2.3. Remoção de $N-NH_4^+$ e $N_{Kjeldahl}$ .....	52
4.1.4.3. Avaliação da influência da $C_m$ sobre o desempenho do leito A.....	54
<b>4.2. Estudo da aplicação da água residual pré-tratada em fertirrega.....</b>	<b>59</b>
<b>Capítulo 5 – Considerações finais e perspectivas de trabalho futuro .....</b>	<b>68</b>
<b>Bibliografia .....</b>	<b>71</b>
<b>Anexo I – Métodos Experimentais</b>	
<b>Anexo II – Relatório do COTR</b>	



## Índice de Tabelas

Tabela 1 – Características físico-químicas da água residual da indústria de queijo.....	7
Tabela 2 – Exemplos de aplicações de águas residuais tratadas para rega na agricultura .....	26
Tabela 3 – Valores do Coeficiente de <i>Runoff</i> segundo diferentes autores .....	29
Tabela 4 – Caracterização da água residual pré-tratada por precipitação química básica .....	34
Tabela 5 – Condições experimentais aplicadas ao leito A expressas em carga mássica ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) (Média $\pm$ D.P.).....	36
Tabela 6 - Condições experimentais aplicadas ao leito B expressas em carga mássica ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) (Média $\pm$ D.P.) .....	37
Tabela 7 – Constituição das plantas no Leito A (Média $\pm$ D.P.).....	40
Tabela 8 – Temperatura do ar e do interior dos leitos ao longo dos ensaios.....	41
Tabela 9 – Valores médios das cargas mássicas, referentes ao afluente e efluente no leito A, em função da Ch aplicada.....	57
Tabela 10 – Percentagens de remoção possíveis de obter no leito A em função da Ch aplicada.....	57
Tabela 11 – Valores médios das cargas mássicas, referentes ao afluente e efluente no leito B, em função da Ch aplicada .....	58
Tabela 12 – Percentagens de remoção possíveis de obter no leito B em função da Ch aplicada.....	58
Tabela 13 – Caracterização da água da chuva e comparação com os resultados obtidos por May (2004) (Média $\pm$ Desvio Padrão) .....	59
Tabela 14 – Caracterização Físico-química dos 6 Fertirrigantes preparados a partir da água Residual Pré-tratada e da água da chuva (F1, F2, F3; F4, F5; F6).....	60
Tabela 15 – Volumes de água da chuva gastos na obtenção dos seis fertirrigantes.....	62
Tabela 16 – Volumes gastos de água da rede pública para atingir os diferentes valores de CE (Resultados obtidos pela Equipa de Investigação).....	62
Tabela 17 – Precipitação ocorrida na região de Serpa nos anos de 2003 a 2010 .....	63
Tabela 18 – Volumes mensal de água da chuva possíveis de recolher .....	64
Tabela 19 – Volumes de água da chuva necessários para os fertirrigantes.....	65
Tabela 20 - Tolerância à CE e necessidades hídricas anuais de algumas culturas, às quais podem ser aplicados os dois fertirrigantes (F1 e F2) .....	65



## Índice de Gráficos

Gráfico 1 - Variação das temperaturas do ar e no interior dos leitos ao longo dos ensaios realizados nas ZHA.....	42
Gráfico 2 – Influência da Ch e da Cm no pH do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70m e B – 0,35 m).....	45
Gráfico 3 - Influência da Ch e da Cm na CE do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m).....	46
Gráfico 4 - Influência da Ch e da Cm no Eh do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70m e B – 0,35 m).....	46
Gráfico 5 - Influência da Ch e da Cm no OD do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m).....	48
Gráfico 6 - Cm (CQO) removida em função da Cm (CQO) aplicada nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m).....	49
Gráfico 7 - Eficiências de remoção de CQO nos leitos A e B .....	49
Gráfico 8 - Cm (CBO <sub>5</sub> ) removida em função da Cm (CBO) aplicada nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m).....	51
Gráfico 9 - Eficiências de remoção de CBO <sub>5</sub> nos leitos A e B .....	51
Gráfico 10 - Eficiências de remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> nos leitos A e B .....	52
Gráfico 11 - Eficiências de remoção de N <sub>Kjeldahl</sub> nos leitos A e B .....	53
Gráfico 12 - Influência da Cm aplicada ao leito A no pH (a), CE (b), Eh (c) e OD (d).....	54
Gráfico 13 - Influência da Cm aplicada ao leito A na remoção da matéria orgânica. a) Cm (CQO) removida em função da Cm (CQO) aplicada; b) Eficiência de remoção de CQO; c) Cm (CBO <sub>5</sub> ) removida em função da Cm (CBO <sub>5</sub> ) aplicada; d) Eficiência de remoção de CBO <sub>5</sub> .....	55
Gráfico 14 – Influência da Cm aplicada ao leito A na remoção da matéria orgânica. a) Cm (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) removida em função da Cm (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) aplicada; b) Eficiência de remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; c) Cm (N <sub>Kjeldahl</sub> ) removida em função da Cm (N <sub>Kjeldahl</sub> ) aplicada; d) Eficiência de remoção de N <sub>Kjeldahl</sub> .....	56
Gráfico 15 – Ensaio de decaimento do pH.....	61



## Índice de Figuras

Figura 1- Esquema da produção dos três tipos de águas residuais da indústria de queijo: soro, sorelho e ARIQ.....	5
Figura 2 - Classificação de ZHA .....	14
Figura 3 – ZHA para tratamento de águas residuais com FS .....	15
Figura 4 – ZHA para tratamento de águas residuais com FSSH.....	16
Figura 5 – ZHA para tratamento de águas residuais com FSSV .....	16
Figura 6 – Macrófitas mais utilizadas em ZHA .....	19
Figura 7 – <i>Vetiveria zizanioides</i> .....	19
Figura 8 – Sistema de grade localizado sobre a calha .....	27
Figura 9 – Sistema de recolha de água da chuva com reservatório de auto-limpeza .....	27
Figura 10 - Recolha da água da chuva proveniente do chão impermeabilizado .....	28
Figura 11 – Projecto de recolha e armazenamento de água da chuva .....	30
Figura 12 – Esquema de um possível sistema de recolha e posterior armazenamento .....	31
Figura 13 – Sistema de lagunagem da queijaria Guilherme (a). Aspecto físico da água residual, após ser submetida a precipitação química básica (b). .....	33
Figura 14 – Leitos de macrófitas onde foram efectuados os ensaios. (a) Especificações dos dois leitos de macrófitas. (b) Aspecto geral dos leitos de macrófitas utilizados .....	35
Figura 15 - Esquema da recolha das amostras de água da chuva .....	37
Figura 16 – Metodologia de trabalho .....	38
Figura 17 - Reservatório onde ocorreu a neutralização natural.....	45
Figura 18 - Dimensionamento do sistema de armazenagem do fertirrigante .....	66



## Abreviaturas

ARIQ – Águas Residuais provenientes da Indústria do Queijo

CE – Condutividade Eléctrica

Ch – Carga Hidráulica

Cm – Carga Mássica

Eh – Potencial Redox

FS – Fluxo Superficial

FSS – Fluxo Sub-Superficial

FSSH - Fluxo Sub-Superficial Horizontal

FSSV - Fluxo Sub-Superficial Vertical

MO – Matéria Orgânica

OD – Oxigénio Dissolvido

SAR – Sodium Adsorption Ratio

ZH – Zonas Húmidas

ZHA – Zonas Húmidas Artificiais

ZHN – Zonas Húmidas Naturais





## Resumo

Este trabalho incidiu sobre a gestão sustentável dos efluentes residuais pré-tratados da queijaria “Guilherme”, mais precisamente, na aplicação do efluente a Zonas Húmidas Artificiais, plantadas com *Vetiveria zizanoides*, e no desenvolvimento de fertirrigantes.

A aplicação do efluente a Zonas Húmidas Artificiais teve como objectivo apresentar um efluente com características aceitáveis para a descarga no meio hídrico, nomeadamente referente aos teores de CQO,  $\text{CBO}_5$ ,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ . Foram aplicadas cargas hidráulicas de 33, 60, 120 e 180  $\text{L/m}^2\cdot\text{d}$ , no leito A, e 38, 69, 126 e 187  $\text{L/m}^2\cdot\text{d}$  ao leito B. Quanto ao leito A, foi possível atingir as seguintes eficiências de remoção:  $89,5\pm 5,5\%$  de CQO,  $86,6\pm 3,8\%$  de  $\text{CBO}_5$ ,  $89,2\pm 1,6\%$  de  $\text{NH}_4^+$  e  $58,5\pm 5,1\%$  de  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ . No leito B as eficiências de remoção foram de  $59,2\pm 0,7\%$  de CQO,  $61,5\pm 1,8\%$  de  $\text{CBO}_5$ ,  $87,7\pm 9,5\%$  de  $\text{NH}_4^+$  e  $58,5\pm 5,1\%$  de  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ .

No desenvolvimento de fertirrigantes estabeleceram-se como objecto de estudo seis valores de CE, a obter pela aplicação de diferentes volumes de água da chuva, pré-caracterizada. Considerando a capacidade para recolha da água precipitada, bem como o volume anual de efluentes pré-tratados produzidos na queijaria, apenas foi possível obter dois fertirrigantes. Com base nestes resultados foi posteriormente dimensionado o sistema de armazenamento para os mesmos.

Palavras-chave: Águas Residuais da Indústria do Queijo, Zonas Húmidas Artificiais, descarga, água da chuva, fertirrigante.



## *Abstract*

This work focused on the sustainable management of the “Guilherme” cheese factory pre-treated wastewater, more precisely, in the application of this effluent in constructed wetlands, planted with *Vetiveria zizanoides*, and fertirrigators development.

The application of wastewater in constructed wetlands was designed to obtain an effluent with acceptable properties for disposal in the hydric environment, mainly referring to COD, BOD<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TN values. Hydraulic loads of 33, 60, 120 and 180 L/m<sup>2</sup>.d were applied in the constructed wetland A, and 38, 69, 126 and 187 L/m<sup>2</sup>.d in the constructed wetland B. As for the constructed wetland A, it was possible to reach the following removal efficiencies: 89,5±5,5% of COD, 86,6±3,8% of BOD<sub>5</sub>, 89,2±1,6% of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and 58,5±5,1% of TN. For the constructed wetland B, the removal efficiency values were register as follows: 59,2±0,7% of COD, 61,5±1,8% of BOD<sub>5</sub>, 87,7±9,5% of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and 58,5±5,1% of TN.

In the fertirrigators development there were define six EC values as study object, obtained by the application of different pre-characterized rainwater volumes. Considering the capacity for rainwater collecting, as well as the annual volume of pre-treated effluent produced in the cheese factory, was only possible to obtain two fertirrigators. On basis of these results was then sized up the fertirrigators storage system.

Keywords: cheese factory wastewater, constructed wetlands, disposal, rainwater, fertirrigator.



## Capítulo 1 – Enquadramento do tema e objectivos

As indústrias de lacticínios têm produzido quantidades cada vez mais elevadas de águas residuais, fruto do aumento da produção de queijo. Os principais produtores são a União Europeia e os EUA, que juntos são responsáveis por 76% da produção mundial de queijo. Os EUA são o maior produtor de queijo do mundo, respondendo por 28,5% da produção mundial, seguidos da França (13,3%), Alemanha (8,3%) e Itália (7,9%). Por possuírem excepcionais condições climáticas e tecnológicas, os países da União Europeia destacam-se pela variedade e excelência de seus produtos (Nofal e Wilkinson, 2000).

Em 1999-2000 a Índia tornou-se o maior produtor do mundo de leite, com 78 milhões de toneladas e seguem-se os Estados Unidos com uma produção de leite de 71 milhões de toneladas. No ano de 1997, a produção de leite na Índia estava em paridade com os EUA em 71 milhões de toneladas.

Segundo o Governo da Índia, a taxa média de produção de leite cresceu 3,56%/ano no período de 2001-2007 e estima-se que, em 2010, tenham sido gerados cerca de 110 milhões toneladas de leite e cerca de 275 milhões de toneladas de águas residuais ([www.indiastat.com](http://www.indiastat.com)).

Em Portugal, as queijarias de pequenas dimensões representam cerca de 650 unidades de produção e laboram anualmente cerca de 102 milhões de litros de leite. 62% destas pequenas e médias empresas descarregam directamente os seus efluentes no meio hídrico, uma vez que não dispõem de meios técnicos e económicos adequados para o tratamento dos seus efluentes. Já as grandes indústrias (5%), devido à sua dimensão e especialização, dispõem de soluções para os seus efluentes (ENEAPAI, 2007). Segundo o INETI (2001), foram produzidos 10.303015 m<sup>3</sup>/ano (equivalente a 28.150 m<sup>3</sup>/dia) de efluentes residuais provenientes de queijarias.

As Águas Residuais da Indústria de Queijo (ARIQ), resultantes da junção do soro de queijo com a água de lavagem das instalações das queijarias, caracterizam-se por possuírem pH ácido, elevadas concentrações de proteínas, lactose, azoto, fósforo, sais minerais, nomeadamente cloretos e sódio, resultantes da adição de sal no fabrico de queijo, sólidos em suspensão, óleos e gorduras. Para além disso, a existência de sais dissolvidos confere a estas águas elevada condutividade (Rivas *et al.*, 2010).

As ARIQ podem provocar a contaminação e a inexistência de oxigénio nos cursos de água por descarga directa ou após tratamento inadequado. A sua elevada concentração em azoto e

fósforo, contribui para a formação de espumas e pode dar lugar à eutrofização nos meios receptores. Quando essas águas são enviadas para a rede pública de drenagem de águas residuais podem também prejudicar o normal funcionamento das Estações de Tratamento de Água Residual. Por isso é necessário adoptar uma estratégia para evitar o impacto ambiental destes tipos de efluentes no meio receptor.

O desenvolvimento de um sistema de tratamento para as ARIQ, baseado numa etapa de precipitação química básica, com obtenção de precipitado rico em fósforo e azoto e de sobrenadante com baixo teor de sólidos em suspensão, óleos e gorduras e matéria orgânica, pretende solucionar o problema das águas residuais deste sector (Rivas *et al.*, 2010, 2011).

A avaliação das características físico-químicas das ARIQ pré-tratadas por Precipitação Química Básica permitiu concluir da sua compatibilidade com o uso agrícola. A principal limitação baseia-se na sua elevada condutividade. Considerando que a cultura do tomate é uma das que tolera a rega com a utilização de águas de elevada salinidade, foi assim testada a sua utilização nesta cultura. Foi também avaliado o seu potencial de reutilização através dos seus efeitos nas características de frutos, planta e solo (Rivas *et al.*, 2010).

Assim, no âmbito deste trabalho caracterizou-se a água residual pré-tratada por precipitação química básica produzida pela queijaria Guilherme, localizada na região demarcada do Queijo Serpa, tendo por objectivo o estudo da gestão destas águas, com base em dois possíveis cenários:

1. A sua descarga no meio hídrico e para isso, foram realizados ensaios com Zonas Húmidas Artificiais (ZHA). Esse estudo compreendeu as seguintes etapas:

- Estudo da remoção de matéria orgânica (CQO e CBO<sub>5</sub>) e de Azoto (total e amoniacal), em função da carga hidráulica e carga mássica aplicadas, altura dos leitos e Tempo de Retenção Hidráulico (TRH);
- Avaliação do desempenho da *Vetiveria zizanioides* consoante a carga mássica aplicada.

2. A sua reutilização como fertirrigante:

- Recolha e caracterização a água da chuva proveniente do escoamento dos telhados e do piso impermeabilizado da Queijaria Guilherme;

- Obtenção experimental das necessidades volumétricas de misturas de água da chuva com a água pré-tratada, tendo por base o valor de CE, com vista à sua reutilização para rega;
- Analisar soluções técnicas para realizar a mistura e armazenagem dos dois tipos de águas.

## Capítulo 2 – Introdução

### 2.1. Indústria do queijo

A indústria de laticínios é a indústria principal responsável pela produção de efluentes industriais na Europa (Demirel *et al.*, 2005). Esta indústria consiste no processamento do leite em variadíssimos produtos, como o iogurte, a manteiga, os gelados, o queijo e vários tipos de sobremesas, através de diversos processos industriais, tais como pasteurização, coagulação, filtração, centrifugação, refrigeração (Rivas *et al.*, 2010).

As características destes efluentes variam significativamente em função dos produtos finais obtidos e do tipo de processo utilizado no seu fabrico (Gutiérrez *et al.*, 1991). As águas residuais produzidas durante o processo de fabrico dos vários produtos lácteos acima referidos são constituídas principalmente por diferentes diluições do leite (ou produtos transformados) e por águas de lavagem que contêm reagentes ácidos ou alcalinos, após a lavagem do vasilhame, tubagens e equipamentos.

O volume de efluente produzido é também variável de indústria para indústria, tendo em conta o processo de fabrico e equipamentos utilizados.

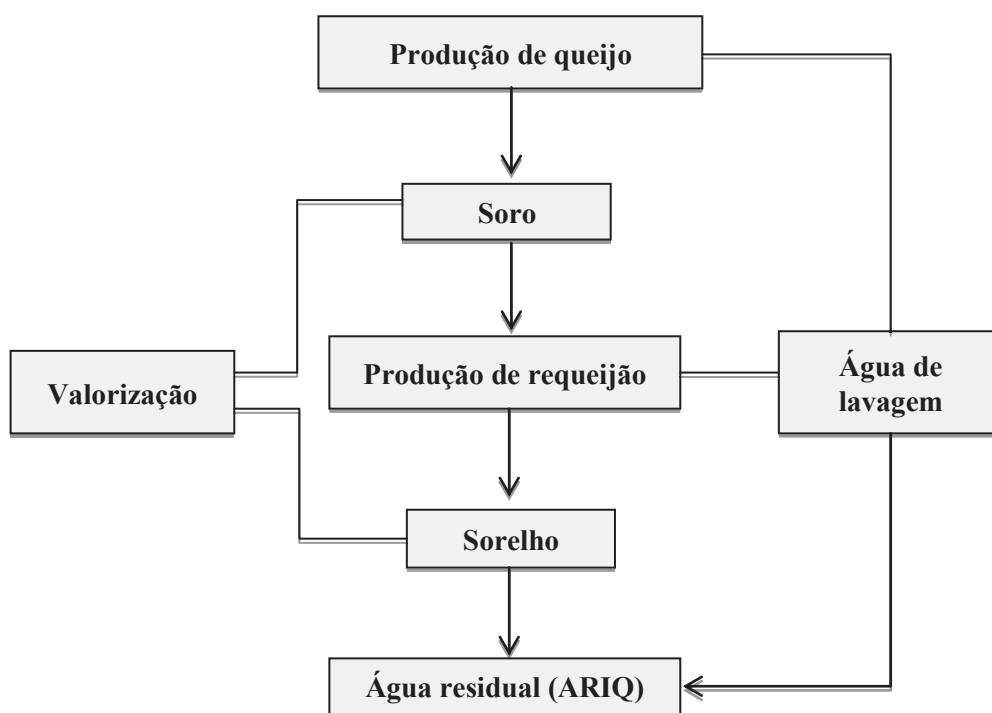
Sob o ponto de vista ambiental, estes efluentes da indústria de laticínios apresentam elevada carga orgânica (a concentração de CBO<sub>5</sub> e CQO pode chegar até 100 g/L), apresentando um índice de biodegradabilidade no intervalo de 0,4 a 0,8 (Rivas *et al.*, 2012). Consequentemente para o seu tratamento têm sido largamente aplicados tratamento biológicos. A matéria orgânica que apresentam deriva da presença de leite (lactose, proteínas e carboidratos). As gorduras aparecem nestes efluentes na gama de 0,1-10,6 g/L e em muito contribuem para a elevada contaminação orgânica destes efluentes (Rivas *et al.*, 2012). Estes efluentes apresentam ainda elevadas concentrações de sólidos em suspensão, até 22 g/L (Janczukowicz *et al.*, 2008). A descarga destes efluentes no meio hídrico com elevadas concentrações de fósforo (6 a 650 mg/L) e azoto Kjeldahl (10 a 1740 mg/L) (Rivas *et al.*, 2012) pode conduzir à eutrofização do meio hídrico, principalmente lagos e rios lentos (Farizoglu *et al.*, 2007).

O pH destes efluentes apresenta-se normalmente neutro ou ligeiramente alcalino, tendo a tendência para acidificar devido à fermentação da lactose a ácido láctico. Adicionalmente baixos pH e condições anóxicas provocam a precipitação da caseína. Por outro lado a decomposição desta proteína provoca a formação de lamas escuras. Por outro lado o forte odor a ácido butírico resulta da decomposição da caseína e da degradação do ácido láctico.



Independentemente do tipo de queijo produzido, a produção de queijo envolve procedimentos comuns que podem ser sumariados nos seguintes passos básicos e que se encontram resumidos na Figura 1:

1. O leite usado na produção de queijo é guardado a baixa temperatura em tanques de aço inoxidável. Seguidamente é enviado para coagulação onde é adicionado o coalho microbiano ou vegetal.
2. Passado algum tempo, o leite coagulado produz a coalhada que é cortada e convertida no queijo e em soro. Este soro é utilizado no fabrico de requeijão, donde resulta o segundo soro ou sorelho.
3. A água de lavagem das instalações e equipamentos é chamada água residual da indústria do queijo (ARIQ).



**Figura 1- Esquema da produção dos três tipos de águas residuais da indústria de queijo: soro, sorelho e ARIQ.**

Assim a indústria de queijo é responsável pela produção de três tipos de efluentes:

- Soro (resultante da produção de queijo, mais propriamente resultante da moldagem e prensagem);
- Sorelho (resultante da produção de requeijão);
- ARIQ, resultantes da lavagem de instalações e tubagens. Quer o soro, quer o sorelho podem ser valorizados e usados directamente para alimentação animal. Podem ser valorizados, uma vez que o soro lácteo contém cerca de 65 g de extracto seco (sólidos

totais) por litro, sendo os principais componentes a lactose (70-80%), proteínas (9%, que corresponde a 20% das proteínas do leite) e minerais (8-20%) (Rivas *et al.*, 2012), podendo existir ainda, em menores proporções, outros componentes, tais como péptidos hidrolisados da caseína, resultantes do fabrico do queijo, lípidos, bactérias, etc.

O reconhecimento do valor nutricional do soro lácteo, principalmente devido às excelentes propriedades nutricionais, biológicas e funcionais das suas proteínas, assim como a necessidade de resolver o problema do impacto ambiental causado pela produção de volumes elevados deste produto, o qual possui uma carga orgânica alta (com valores da carência bioquímica de oxigénio, determinados a 20°C e ao fim de 5 dias, que variam entre 30 a 50 g/L) fez com que, a partir dos anos sessenta, com o desenvolvimento das tecnologias de membranas, se abrissem novos horizontes para valorização deste produto. De facto, a partir desta altura, surgiu uma grande variedade de novos produtos, extensivamente usados por várias indústrias, nomeadamente a indústria alimentar. Para além disso, investigações recentes têm permitido concluir que as proteínas do lactossoro podem também ser usadas com fins terapêuticos, como por exemplo como antioxidantes e anti-hipertensivos (Rivas *et al.* 2012). Normalmente nas pequenas e médias empresas não ocorre valorização e este rico produto é considerado um resíduo e visto como uma água residual altamente contaminante (Carvalho *et al.*, 2012).

## 2.2. Efluentes produzidos pela indústria do queijo

O principal problema, em termos ambientais, para a indústria de lacticínios, diz respeito aos seus efluentes líquidos (INETI, 2001), pelo seu potencial poluidor, quando não se procede ao seu correcto tratamento.

Como já foi referido anteriormente, os efluentes gerados na actividade de produção de queijo (águas residuais industriais) são constituídos pelos seguintes elementos:

- ✓ Lavagem de tanques no cais de recepção do leite;
- ✓ Produto residual que permanece nas tubagens, bombas, tanques, cubas e equipamento de processo;
- ✓ Misturas aquosas de leite e sólidos suspensos durante os arranques, paragens e mudanças de produtos dos pasteurizadores, separadores, clarificadores e evaporadores;
- ✓ Derrames ou fugas devido a utilização inadequada do equipamento ou falta de manutenção;

- ✓ Perdas na operação de enchimento;
- ✓ Soro (resultante do fabrico de queijo) (INETI, 2001).

E ainda adição de quantidades variáveis de soro e soroelho que estão dependentes da existência, ou não, do desvio destes para valorização (Carvalho *et al.*, 2012).

A Tabela 1 apresenta uma compilação das principais características físico-químicas das águas residuais da Indústria de Queijo encontradas na bibliografia consultada.

**Tabela 1 – Características físico-químicas da água residual da indústria de queijo**

pH	Lactose	Proteínas	Óleos e gorduras	CBO <sub>5</sub>	CQO	SST	N <sub>Kjeldahl</sub>	P <sub>Total</sub>	Referência
7,0±2,0	-	-	-	0,90±0,31	1,62±0,56	0,26±0,18	0,11±0,08	-	Fang, 1991
5,5-7,7	-	-	0,08-0,60	-	0,79-6,55	-	-	6-47	Gutiérrez <i>et al.</i> , 1991
4,3-8,7	-	2,3-33,5	0,4-5,7	-	5,4-77,3	-	-	-	Kalyuzhnyi <i>et al.</i> , 1997
4,7	-	-	-	-	40-60	1-5	0,83	280	Gavala <i>et al.</i> , 1999
5,92	44,37±0,88	9,06	-	-	71,41	-	1,61±0,11	-	Yang <i>et al.</i> , 2003
-	16,35±0,71	1,88±0,08	-	-	19,73±0,62	1,12±0,07	0,34±0,02	-	Lee <i>et al.</i> , 2006
7,83-7,90	-	-	0,33-0,95	2,6-3,5	11,8-17,6	0,94-3,38	-	-	Janczukowicz <i>et al.</i> , 2008
4,1		-	-	5,1±1	11,2±1,1	-	-	-	Martins <i>et al.</i> , 2010
4,0-4,6	0,178-0,182	(938-947) x10 <sup>-6</sup>	1,83-3,76	10-12,5	8,8-25,6	1,6-4,8	0,31-0,36	6,6-7,2	Rivas <i>et al.</i> , 2010
-	-	-	0,38	5,4	12	1,1	0,16	0,11	Djamila, 2011
-	0,18±0,003	(943±6) x10 <sup>-6</sup>	-	14,8±1,5	18,5±1,4	-	0,34±0,02	6,6±0,3	Rivas <i>et al.</i> , 2011

Parâmetros expressos em g/L, à excepção do Ptotal (mg/L)

Como se pode ver, as ARIQ, apresentam normalmente características ácidas, essencialmente devido à presença de soro e soroelho em quantidades variáveis. Este parâmetro é afectado também pela quantidade de reagentes ácidos ou alcalinos que contém. Em geral, a ARIQ apresenta uma vasta gama de valores de matéria orgânica, avaliada pelos parâmetros CQO e CBO<sub>5</sub>, 0,8 a 20 e 0,9 a 16 g/L, respectivamente. A elevada biodegradabilidade (CBO<sub>5</sub>/CQO ≈0,46 a 0,80) sugere a possibilidade de aplicação de tratamentos biológicos. Segundo a literatura, o teor de lactose, proteínas e gorduras apresentam concentrações médias de 45, 34 e 6 g/L, respetivamente.

Os baixos valores de lactose e proteínas observados por alguns autores podem explicar a existência de condições anóxicas. Em consequência a lactose é convertida a ácido láctico, provocando um decréscimo do pH inicial e causando a precipitação da caseína. As condições

anóxicas também contribuem para o aparecimento de odores desagradáveis a ácido butírico. Adicionalmente o teor de gordura pode provocar a flotação da biomassa dos processos biológicos (Perle *et al.* (1995)). A concentração de sólidos suspensos totais, situa-se entre 0,26-5,0 g/L enquanto os valores médios encontrados para os sólidos totais são aproximadamente 65 g/L.

Para além disso, estas águas também apresentam elevada condutividade (11-14 mS/cm), consequência da adição prévia de sal na produção de queijo e requeijão (2,1-2,8 g/L), valores de azoto total entre 0,5 e 10,8 mg/L e de fósforo entre 6 e 280 mg/L, que indicam que estas águas apresentam um elevado risco de eutrofização das águas recetoras.

A indústria de lacticínios gera cerca de 0,2-10 litros de efluente por litro de leite processado (Vourch *et al.*, 2008) com uma geração média de cerca de 2,5 litros de águas residuais por litro de leite processado (Ramasamy *et al.*, 2004).

Quanto ao destino dos efluentes, cerca de 76% das empresas que aderiram ao Contrato de Adaptação Ambiental (Capítulo VIII, Artigo 78º do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto) e possuem Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) próprias, enquanto as restantes descarregam os seus efluentes directamente nos colectores municipais ou no meio hídrico.

As águas residuais produzidas nas queijarias podem provocar a contaminação e a inexistência de oxigénio nos cursos de água por descarga directa ou após tratamento inadequado, o que confere um aumento da concentração de nutrientes, nomeadamente de azoto e fósforo, em água de superfície e subterrâneas. Quando essas águas são enviadas para a rede pública de drenagem de águas residuais ou mesmo para o meio hídrico, podem prejudicar o normal funcionamento destes meios e, por isso, é necessário adoptar uma estratégia para evitar o impacto ambiental destes tipos de efluentes no meio receptor.

### **2.2.1. Impacte no meio ambiente gerado pelas águas residuais de queijaria**

Com base no que foi dito no subcapítulo anterior relativo às características das ARIQ, existe cada vez mais a preocupação relativamente ao impacte originado pela descarga das águas residuais no meio ambiente, aos métodos para minimizá-los e aos métodos para reduzir o volume total de águas residuais.

O lançamento indevido de resíduos sólidos, líquidos e gasosos de diferentes fontes ocasiona modificações nas características da água, do solo e do ar, podendo poluir ou contaminar o meio ambiente. A poluição ocorre quando esses resíduos modificam o aspecto estético, a

composição ou a forma do meio físico, enquanto o meio é considerado contaminado quando existir a mínima ameaça à saúde de homens, plantas e animais.

Os componentes orgânicos do efluente, como as proteínas da lactose e a gordura, são altamente biodegradável pelas bactérias e, no meio hídrico, estas consomem o oxigénio que é necessário para a sobrevivência de todos os organismos aquáticos, conduzindo á posterior eutrofização do meio.

A presença no solo de compostos azotados em excesso e associada a processos de rega, com a utilização de quantidades excessivas de água, conduzem à lixiviação do azoto que pode eventualmente atingir os aquíferos. O processo de recarga natural é igualmente responsável pelo arraste do azoto em excesso presente no solo.

Quanto ao azoto, a descarga de compostos azotados em águas residuais ou subterrâneas é preocupante na medida em que:

- A acumulação excessiva de azoto nas águas superficiais pode causar um crescimento excessivo de plantas e animais, conduzindo á degradação da qualidade da água (eutrofização);
- Concentrações elevadas de amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) são tóxicas para os peixes e outras formas de vida aquática;
- O amónio pode causar a diminuição do oxigénio dissolvido;
- Nitrato e nitrito constituem um problema de saúde pública, nomeadamente relacionado com a carcinogénese.

(Araújo e Ferreira, 2003).

Quanto ao fósforo, tem a dizer-se que, embora este elemento possa contribuir para a eutrofização das águas superficiais, não representa, normalmente, um elevado risco potencial de contaminação das águas subterrâneas, pois converte-se em formas insolúveis, não sendo facilmente arrastado pelas águas de lixiviação para os aquíferos (Araújo e Ferreira, 2003).

O pH também é outro parâmetro a ter em conta e, por isso, ao descarregar uma água residual no meio hídrico há que verificar o seu valor de pH dos cursos de água são geralmente na gama de 6 a 8. A fim de proteger a vida aquática e para que a água possa ser usada pelos seres humanos, é necessário que o pH não seja alterado e mantenha dentro dos valores estipulados.

O sódio é um elemento benéfico para as plantas, embora pouco absorvido por estas, mas prejudicial para o solo e para as plantas quando presente em grandes quantidades, uma vez que contribui para a salinização, provocando a desfloculação dos colóides e o aumento da condutividade da solução do solo (Araújo e Ferreira, 2003).

O potássio é um elemento que desempenha funções importantes no metabolismo vegetal. O contributo deste elemento, na sua forma solúvel, para a poluição das águas subterrâneas é diminuto, uma vez que elas têm, na generalidade, teores elevados deste nutriente, não afectando normalmente a qualidade da água (Araújo e Ferreira, 2003).

O cálcio e magnésio são absorvidos na forma iónica pelas plantas desempenhando um papel importante no seu metabolismo. O cálcio é também muito importante para o solo, sendo frequentemente o catião predominante no complexo de troca de solos, contribuindo para a sua estrutura, contrariamente ao sódio (Araújo e Ferreira, 2003).

### 2.2.2. Legislação ambiental aplicável

#### Rejeição de efluentes no meio hídrico

Encontra-se actualmente em vigor a Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro que aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. Revoga:

- Decreto-Lei n.º 70/90, de 2 de Março - Regime de Bens do Domínio Público Hídrico do Estado;
- Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de Fevereiro - Processo de Planeamento de Recursos Hídricos e Elaboração e Aprovação dos Planos de Recursos Hídricos;
- Decreto-Lei n.º 46/94, de 22 de Fevereiro – Estabelece os princípios gerais e as condições de licenciamento, autocontrolo, inspecção e fiscalização da rejeição das águas residuais na água e no solo;
- Decreto-Lei n.º 47/94, de 22 de Fevereiro - Regime Económico e Financeiro da Utilização do Domínio Público Hídrico, Sob Jurisdição do Instituto da Água;
- Capítulos III e IV do Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de Novembro - Regime Jurídico dos Terrenos do Domínio Público Hídrico;
- Decreto-Lei n.º 254/ 99, de 7 de Julho - Regime de Instalação de Equipamentos e Instalações Portuárias em Águas Territoriais Excluídas das Zonas de Jurisdição Portuária.

Relativamente à rejeição das águas residuais no meio hídrico, temos ainda o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto que fixa as normas de Qualidade para Proteger o Meio Aquático e Melhorar a Qualidade das Águas e, especificamente, no Anexo XVIII constam os valores limites de emissão constantes nas normas gerais de descarga.

### 2.3. Tratamentos de efluentes de queijarias

De forma a garantir uma gestão sustentável das ARIQ é necessário ir de encontro ao desenvolvimento de tratamentos eficazes para este tipo de águas pois a indústria de lacticínios é uma das indústrias mais poluentes, não só em termos de volume de efluente gerado mas também em termos das suas características.

Na escolha do tratamento a adoptar, é necessário considerar alguns factores de entre os quais se destaca (Torrijos *et al*, 2001):

- O volume de leite usado, o tipo de produção, a taxa de recuperação do lacto-soro e a proporção da poluição de origem industrial relativamente à poluição total;
- A existência ou não de sistema público de drenagem de águas residuais, a sua natureza e o seu estado de conservação e funcionamento;
- População residente e flutuante, distribuição dos alojamentos e localização das unidades industriais relativas a zonas de expansão, previsão de desenvolvimento da povoação e disponibilidade de terreno junto da fábrica de queijo (bases para o projecto).

Devido aos elevados custos associados à descarga na rede de drenagem pública, ao posterior tratamento das águas residuais em ETAR pública, e às crescentes limitações impostas no que respeita aos níveis de SST, CBO e CQO das águas residuais descarregadas nos sistemas públicos, as indústrias de lacticínios têm vindo a optar por tratar os seus efluentes no local (Britz e Robinson, 2008).

Segundo o World Bank Group (1998), as tecnologias de pré-tratamento para as ARIQ passam por gradagem, equalização de caudal, neutralização e flotação e seguidos por tratamento biológico.

Britz *et al.*, (2008) afirma que os processos de pré-tratamento mais comuns, empregues nas águas residuais produzidas na indústria de lacticínios são a gradagem, sedimentação, flotação (remoção de óleos e gorduras), precipitação química e estabilização de águas residuais.

Para além dos pré-tratamentos mencionados anteriormente, existem estudos que mostram que as ARIQ também são sujeitas a tratamentos biológicos aeróbios como lamas activadas, sistemas de lagunagem, SBR (Sequencing Batch Reactors), etc. Muitas vezes o pós-tratamento das ARIQ é feito recorrendo a tratamentos físico-químicos que consistem em processos de coagulação/floculação, processos de membrana (nanofiltração) e osmose inversa (Torrijos *et al.*, 2004).

Nadais *et al.* (2001) afirma que, devido às variações de volume, temperatura, pH, carga orgânica, níveis de nutrientes e teor de gordura que as águas residuais das queijarias apresentam, é necessário um pré-tratamento para normalizar as características do efluente antes de se proceder à aplicação do tratamento biológico.

Segundo Rivas *et al.*, 2011, a biodegradação aeróbia apresenta algumas limitações devido às elevadas concentrações de gorduras que apresentam e que provoca flotação das lamas formadas. A biodegradação aeróbia necessita de diluição prévia devido à elevada carga orgânica deste efluente e mesmo assim ocorre em tempos de retenção hidráulica muito elevados. Acresce ainda que a aplicação de tratamentos aeróbios e anaeróbios não são suficientemente eficazes para produzirem um efluente com características compatíveis com as normas de descarga existentes e por isso é ainda uma séria ameaça para o ambiente. Os tratamentos físico-químicos de coagulação/floculação também não são eficazes, no entanto, a aplicação prévia de tratamentos de precipitação química básica são capazes de produzir um efluente ainda biodegradável e por isso passível de ser tratado por processos aeróbios com tempos de retenção hidráulicos muito mais baixos (Rivas *et al.*, 2010; Rivas *et al.*, 2011).

Vourch *et al.* (2008) verificou no seu estudo que, com a aplicação de processos de osmose inversa à água residual proveniente da indústria de lacticínios, é possível recuperar 95% da água e, depois de tratada, pode ser reutilizada no aquecimento limpeza, refrigeração, entre outros, nesta indústria.

Frigon *et al.* (2009) aplicou a água residual proveniente da indústria de lacticínios a SBR. O tratamento foi realizado num digestor de 400 L a 20°C, no qual ocorreram processos anaeróbios seguidos de processos aeróbios. O objectivo deste estudo foi remover a CQO dos efluentes, sendo aplicadas cargas de 0,50; 0,56; 0,78 e 1,04 g/L.d das quais foram removidos 88±3; 89±4; 98±2 e 97±3%, respectivamente.

Merlin e Cottin (2008) criaram um biofilme composto por minhocas com a finalidade de tratar um efluente proveniente da indústria do queijo e de acompanhar o desempenho da



operação na remoção de poluentes depois de mais de um ano de funcionamento (visto que funciona apenas durante os meses de Maio a Setembro). Após 460 dias de operação foram obtidas as seguintes percentagens de remoção: 80-88% de CQO e CBO<sub>5</sub> e 70-80% de azoto e fósforo.

Farizoglu *et al.* (2003) tratou um efluente proveniente da indústria de lacticínios num bioreactor, no qual foi aplicada uma carga de CQO de 22 Kg/m<sup>3</sup>.d, sendo removido 97% dessa carga.

### **2.3.1. Tratamento de efluentes de queijarias utilizando zonas húmidas artificiais (ZHA)**

Dado que uma das etapas do presente estudo incidiu sobre o tratamento do efluente tratado proveniente da queijaria Guilherme utilizando ZHA, neste subcapítulo destacou-se este tipo de tratamento relativamente aos restantes tratamentos biológicos, e de seguida será então descrito em pormenor.

#### **2.3.1.1. Aspectos gerais**

As ZHA (ou leitos construídos de macrófitas) são sistemas de tratamento biológico utilizados no tratamento de efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

Apresentam eficiências de tratamento significativas, principalmente no que se refere à elevada capacidade de remoção de carência bioquímica de oxigénio, carência química de oxigénio, azoto, fósforo, metais pesados e sólidos (Usepa, 2000; Jorgensen *et al.*, 2001). No capítulo referente aos resultados e discussão, serão abordados alguns estudos efectuados e, concretamente, nas percentagens de remoção obtidas.

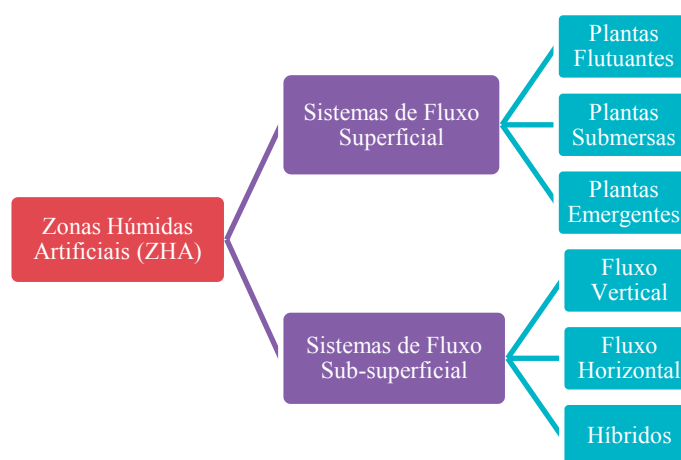
Os primeiros ensaios, sobre a possibilidade de tratamento de águas residuais recorrendo a ZHA, foram desenvolvidos na Alemanha pela Dr<sup>a</sup> Kätke Seidel. O primeiro sistema à escala real iniciou o seu funcionamento na década 60. Desde então, esta tecnologia tem sido amplamente utilizada com sucesso, na Europa, nos Estados Unidos e na Austrália (Vymazal, 2005).

De acordo com Haberl *et al.*, (1995), as ZHA são sistemas projectados e desenhados para garantir o tratamento de águas residuais num ambiente controlado, usando a envolvente natural e os vectores vegetação, solo e microrganismos a eles associados. São sistemas biológicos de tratamento de efluentes contidas num leito artificial preenchido com solo

natural ou artificial, com profundidade tipicamente inferior a 1 m, que suporta o crescimento de algumas espécies de plantas (Seco, 2008).

### 2.3.1.2. Tipos de ZHA

As ZHA são classificadas de acordo com o tipo de vida das plantas dominantes que a povoam. Estas plantas são vulgarmente designadas por macrófitas e podem ser distinguidas em três categorias: emergentes, flutuantes (enraizadas ou não enraizadas) e submersas. Em termos operativos, podem ser classificadas pela forma como o efluente as percorre, dividindo-se em sistemas de fluxo superficial (FS) ou superfície livre e fluxo sub-superficial (FSS) que poderá ser em movimento vertical ou horizontal (Vymazal, 2007) (Figura 2).



**Figura 2 - Classificação de ZHA**

(adaptado de Kadlec e Wallace, 2008)

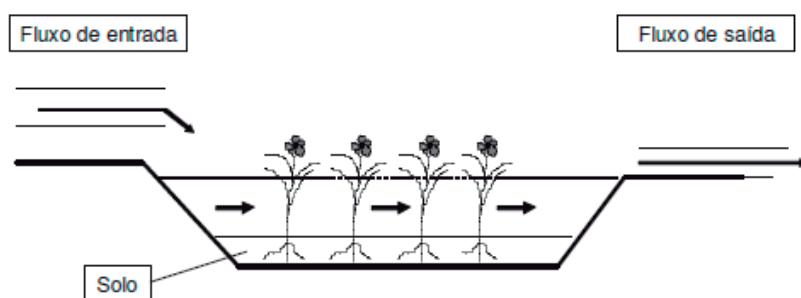
Nos sistemas com FS o líquido encontra-se à superfície do leito e nos sistemas de FSS o líquido tem que atravessar uma certa extensão de solo para atingir a saída. Podem ainda dividir-se em sistemas de fluxo horizontal (FSSH) e os de fluxo vertical (FSSV), variando pela localização da entrada e saída do efluente (Mavioso, 2010).

Os leitos de macrófitas de FS apresentam a superfície livre de água exposta ao ar e permitem boas condições para a formação de biofilmes. De acordo com a configuração do leito, a altura no nível do líquido, as características do efluente e da planta usada, a temperatura e outras condições ambientais, podem predominar mecanismos de remoção aeróbios, anaeróbios e anóxicos (Mavioso, 2010).

Os leitos de FS são mais indicados para climas quentes, já que a taxa de degradação biológica diminui com a diminuição da temperatura da água. Por outro lado, em climas frios onde há formação de gelo, aquando da queda do gelo na camada da água, a transferência de oxigénio é

reduzida, diminuindo ainda mais os processos de tratamento dependentes de oxigénio (Mavioso, 2010).

A aplicação mais comum para os sistemas em FS é no tratamento avançado de efluentes urbanos, agrícolas e industriais, após processos de tratamento secundário ou terciário. As ZHA em FS têm uma elevada capacidade de suportar grandes variações de caudal, alimentação pulsada e flutuações do nível superficial de água. Frequentemente também se utilizam no tratamento de águas de minas, águas subterrâneas e lixiviados de aterros (Figura 3) (Mavioso, 2010).



**Figura 3 – ZHA para tratamento de águas residuais com FS**

(Vymazal, 2005)

Os leitos de macrófitas de FSS são caracterizados por apresentarem um meio de enchimento através do qual flui o efluente. O enchimento pode ser constituído por gravilha de granulometria diversa, ou solo, que serve de suporte para a fixação das plantas macrófitas.

No sistema de FSS, os odores e a presença de insectos são menos frequentes do que nos anteriores pois o efluente permanece abaixo da superfície do leito e flui para dentro e ao redor das raízes e rizomas das plantas, podendo a sua profundidade variar de 0,3 a 1,0 m, sendo 0,6 m a mais vulgar (Dias *et al.*, 2000). A água distribui-se à entrada do leito, atravessando-o ao longo da zona das raízes e rizomas durante um tempo mais ou menos prolongado, variável em função da perda de carga total no leito de macrófitas e ajustável em função dos níveis à entrada e à saída do leito (Reed *et al.*, 1995).

Os leitos de macrófitas com FSS são geralmente classificados em função da direcção predominante do escoamento, designadamente:

1. Escoamento horizontal (FSSH) - o afluente é descarregado numa das extremidades do leito, deslocando-se horizontalmente, penetrando através do meio poroso e da rizosfera, que apresenta geralmente uma pequena inclinação, num movimento predominantemente horizontal.

Estes sistemas apresentam uma grande capacidade de remoção de matéria orgânica (MO) ( $\text{CBO}_5$ ) e de sólidos suspensos totais (SST), e as quantidades de oxigénio transferidas não são muito elevadas (Cooper *et al.*, 1996, Kadlec & Wallace, 2008) (Figura 4).

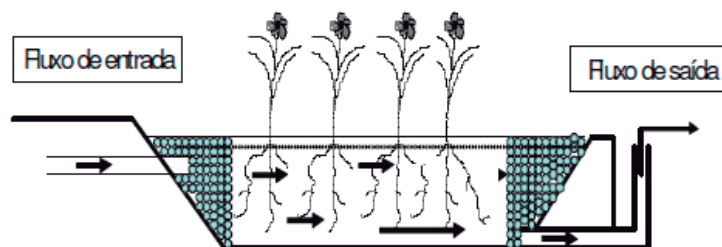


Figura 4 – ZHA para tratamento de águas residuais com FSSH  
(Vymazal, 2005)

2. Escoamento vertical (FSSV) - o afluente é distribuído pela superfície do leito num escoamento preferencialmente vertical, através do meio poroso e recolhido na base. A alimentação aos leitos pode ser feita de modo descontínuo, distribuindo o líquido sobre a superfície do leito normalmente e recolhido na base. O leito fica inundado, quando é alimentado e seca quando se faz a drenagem do efluente. Durante este período é possível que o oxigénio ocupe os espaços vazios no substrato (Kadlec, 2005).

Nestes leitos, a difusão do oxigénio do ar permite uma melhor e mais eficiente oxigenação do substrato, por isso estes leitos são bastantes utilizados quando é necessário efectuar a nitrificação do azoto amoniacal (Cooper *et al.*, 1996; Kadlec e Wallace, 2008) (Figura 5).

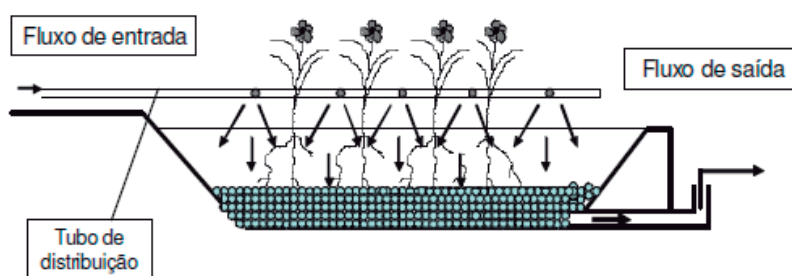


Figura 5 – ZHA para tratamento de águas residuais com FSSV  
(Vymazal, 2005)

Os processos de tratamento, quer por escoamento vertical quer por escoamento horizontal, são idênticos, no entanto, os sistemas com escoamento vertical apresentam condições muito mais aeróbias que os leitos com escoamento sub-superficial horizontal e por isso podem ser utilizados na remoção de MO e na nitrificação.

Contudo, estes sistemas apresentam pouca capacidade de promover condições óptimas para a ocorrência de desnitrificação, assim como para a remoção de sólidos suspensos. A remoção de fósforo depende da utilização de material filtrante a que o fosfato se possa ligar quimicamente (Vymazal, 2003).

Por último, os sistemas híbridos ou também designados por sistemas combinados (vertical e horizontal) têm como principal objectivo aumentar a eficiência de tratamento, em especial a remoção de azoto.

#### **2.3.1.3. Sistemas de FSSV**

As zonas húmidas artificiais são constituídas por uma matriz de suporte e pelas plantas aquáticas, contidas em bacias impermeabilizadas com sistema de drenagem e microrganismos nas raízes das plantas e no substrato.

Na realização deste trabalho foram utilizados leitos de macrófitas de FSSV.

##### **2.3.1.3.1. Substrato**

A matriz suporta a vegetação, fornece área para a fixação de microrganismos e está ainda associada aos mecanismos físicos e químicos de tratamento.

As condições do substrato, especificamente a textura e estrutura podem condicionar o desenvolvimento da vegetação em leitos de macrófitas. Por outro lado, as condições de saturação dos leitos de macrófitas configuram-se determinantes nos processos e mecanismos de transferência de oxigénio entre as plantas e o substrato, condicionando o seu desenvolvimento e o desempenho dos leitos (Mavioso, 2010).

As condições de inundação do solo influenciam a transferência de oxigénio da atmosfera para o solo. A difusão ocorre 10.000 vezes mais lentamente em solos saturados, face a solos arejados (Greenwood, 1961). Em circunstâncias de inundação, as bactérias aeróbias e outros organismos consomem o oxigénio num período de tempo compreendido de horas a dias (Pezeshki, 1994). As quantidades deficitárias de oxigénio no solo impedem a satisfação das necessidades das plantas e afectam funções essenciais como a abertura dos estomas, fotossíntese, balanço hidrológico e assimilação de nutrientes (Mavioso, 2010).

É geralmente adoptada uma solução de compromisso, recorrendo a materiais de granulometria intermédia, como é o caso da gravilha.

Mais recentemente, outros materiais têm vindo a ser testados, como a argila expandida, que apresenta grande porosidade, condutividade hidráulica e uma boa capacidade de remoção por adsorção de nutrientes (Brix *et al.*, 2003).

#### 2.3.1.3.2. *Macrófitas*

As plantas aquáticas de maior crescimento nas ZH são normalmente chamadas macrófitas. Estas incluem plantas aquáticas vasculares, musgos aquáticos e algumas algas grandes (Brix, 1997). Estas plantas que habitam ZHA desempenham um papel fundamental uma vez que possuem um sistema radicular e criam condições para a fixação de microrganismos, transportando o ar atmosférico através dos seus órgãos superiores até às raízes proporcionando alternância de zonas aeróbias com anaeróbias e anóxicas (Brix, 1997). Por exemplo, nas plantas enraizadas, o sistema radicular é muito denso, logo a fixação dos microrganismos é facilitada.

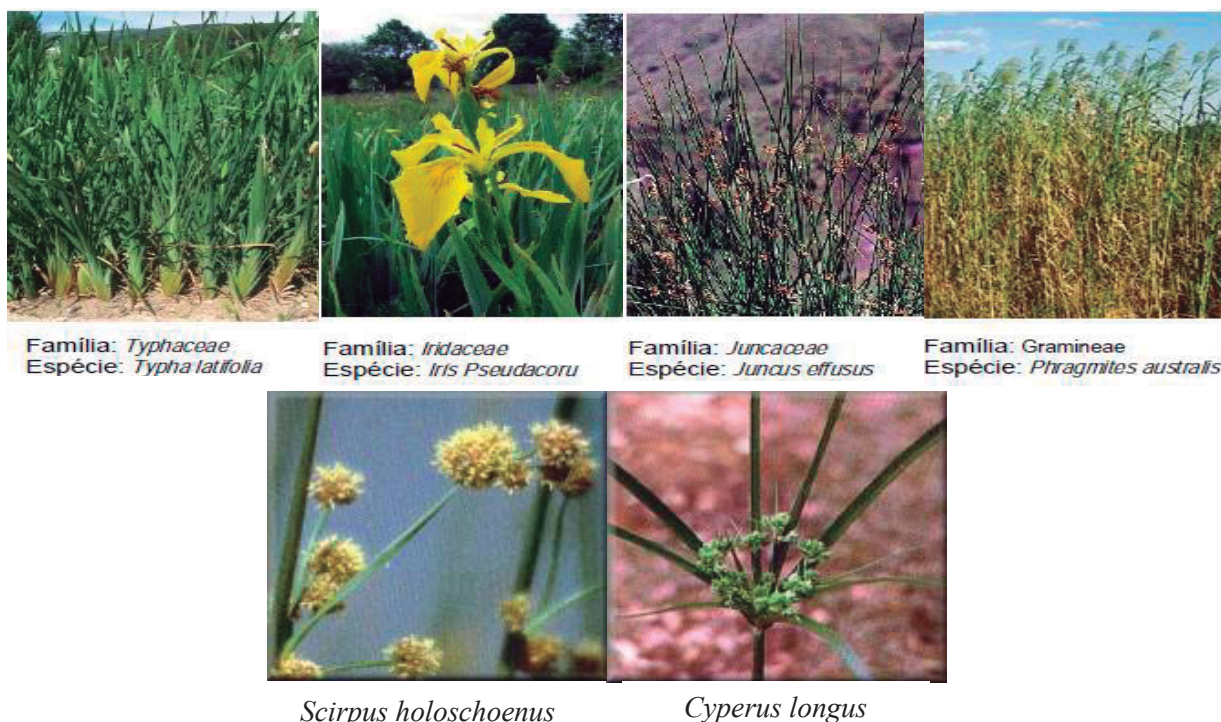
Utilizam a energia solar e o carbono inorgânico, para produzirem matéria orgânica posteriormente utilizada por outros organismos heterotróficos (animais, bactérias e fungos), assim apresentam uma grande produtividade associada a grande capacidade de decompor e transformar matéria orgânica e outras substâncias (Brix *et al.*, 2003).

Segundo Brix (1997), as macrófitas, aquando do tratamento das águas residuais, exercem diversas funções das quais se destaca: boas condições para a filtração física, prevenção do entupimento do filtro, através do seu movimento e crescimento, isolamento da superfície contra geadas durante o inverno, fornecimento de uma enorme superfície para acompanhar o crescimento microbiano, potencial para o transporte de oxigénio para a rizosfera, criando assim microzonas aeróbias adjacentes à raiz e rizomas e propiciam a actuação das bactérias que participam na degradação aeróbia da matéria orgânica e da nitrificação.

As espécies botânicas utilizadas podem ser classificadas como flutuantes, submersas e emergentes, conforme se encontrem dispostas as suas estruturas supra-radulares relativamente à água.

As plantas mais vulgarmente utilizadas são do tipo emergente, onde se incluem *Phragmites*, *Typha*, *Juncus*, *Scipus*, *Cyperus*, *Iris*, *Glyceria* (Figura 6) e, nos últimos anos começou a ser utilizada a *Vetiveria* (Figura 7).





**Figura 6 – Macrófitas mais utilizadas em ZHA**

(Seco, 2008) e <http://www.hortirelva.pt>

A *Vetiveria zizanioides* é uma planta pertencente à família das *Poaceae* (gramíneas) e de origem indiana. Cresce em espaços selvagens e também cultivada em áreas tropicais e subtropicais. A sua densa rigidez e o caule erecto podem reduzir a velocidade do fluxo de água, aumentar o tempo de retenção, aumentar a deposição de sedimentos e sedimentos vinculados a contaminantes (por exemplo, metais pesados e alguns pesticidas). Segundo Cull *et al.*, (2000), Truong e Hart (2001), esta planta possui um sistema de raízes denso e finamente estruturado o que pode melhorar a estabilidade do leito, a absorção de nutrientes e proporcionar um ambiente que estimule os processos microbiológicos na rizosfera (*in* Batista, 2010).



**Figura 7 – *Vetiveria zizanioides***

(<http://vetiver.org> e <http://impactgrasses.com.au>)

A *Vetiveria* desenvolve-se rápida e vigorosamente, ultrapassando frequentemente, em climas quentes e chuvosos, a altura de 2 m. Tolerar as secas não muito severas, as baixas temperaturas e as fracas geadas, contudo as melhores condições são proporcionadas por um clima quente, bem ensolarado e com chuvas uniformemente distribuídas todo o ano (Icea, 1971).

Apesar de ser originária de países tropicais, pode sobreviver e prosperar em condições de temperatura extremas pode tolerar temperaturas que variam de -15°C a 55°C (Xia *et al.*, 1999; Xu e Zhang, 1999). Apresentam bastante resistência a condições de acidez ou basicidade pelo que pode resistir a gamas de pH entre 3,3 e 12,5 e, devido às suas características e morfologia, apresenta grandes potencialidades na protecção do meio ambiente, nomeadamente no tratamento de efluentes, remediação de solos.

#### **2.3.1.3.3. Microrganismos**

Grande parte da MO, azoto e fósforo nas ZHA é removida graças à comunidade microbiana (bactérias e fungos) que se encontra ligada ao filtro e ao sistema radicular das plantas (Kadlec e Knight, 1996). Segundo McCutcheon e Schnoor, 2003, isto acontece pelo facto dos microrganismos heterotróficos usarem as suas capacidades enzimáticas para mineralizar os compostos xenobióticos de modo a obter energia, carbono e nutrientes (Mavioso, 2010).

Os processos microbianos que ocorrem nas ZHA incluem um conjunto de reacções de hidrólise enzimática de grandes moléculas orgânicas noutras mais pequenas e de fácil degradação ou a síntese de compostos orgânicos, sendo que algumas destas enzimas são produzidas pelos microrganismos que existem no biofilme (Kadlec e Knight, 1996).

Estes microrganismos podem ser classificados em dois grupos: os autotróficos e os heterotróficos. Os primeiros sintetizam substâncias orgânicas a partir de substratos inorgânicos (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O) e os heterotróficos necessitam de substratos orgânicos para retirar a energia necessária ao seu metabolismo (Metcalf e Eddy, 2003).

A diversidade dos microrganismos dos filtros varia consoante as estações do ano, por exemplo, sendo elevada na Primavera e no Verão e baixa no Inverno e Outono. O seu número pode ser indicador de poluição, como acontece no caso em que aparecem protozoários flagelados em grande número revelando a existência de poluição por metais pesados (Scholz e Xu, 2002). Para além da temperatura, a sua actividade também depende, nomeadamente, do valor de pH, as condições de oxigenação, presença de MO, macro e micronutrientes.



#### *2.3.1.3.4. Mecanismos de remoção de matéria orgânica*

Os parâmetros mais utilizados para traduzir a MO de uma água residual são a carência química de oxigénio (CQO), a carência bioquímica em oxigénio (CBO) e o carbono orgânico total (COT).

Segundo Wallace e Knight (2006), a matéria orgânica presente nos leitos de macrófitas é afectada pela concentração de oxigénio, que determina a aerobiose do leito, sendo que o oxigénio necessário para a degradação aeróbia nos leitos de macrófitas construídos é fornecido directamente por difusão atmosférica ou, em quantidades mais reduzidas, pelas perdas de oxigénio das raízes das plantas para a rizosfera.

Os principais processos através dos quais são removidos os compostos orgânicos são a volatilização, oxidação fotoquímica, sorção, sedimentação e degradação microbiana (fermentação e respiração aeróbia e anaeróbia).

O consumo de MO por parte das plantas é negligenciável quando comparado com a degradação biológica. A oxidação aeróbia da MO solúvel é efectuada por bactérias aeróbias heterotróficas para obterem a energia necessária à produção de novas células.

Têm sido estudadas as eficiências de remoção de matéria orgânica (CBO<sub>5</sub> e CQO) em leitos de macrófitas resultantes da aplicação de tratamentos biológicos a efluentes. São apontados diversos factores que influenciam a capacidade de remoção da matéria orgânica, designadamente a carga hidráulica (Kadlec e Knight, 1996), a carga mássica (Usepa, 2000) e a porosidade do material utilizado no meio de enchimento.

#### *2.3.1.3.5. Mecanismos de remoção de azoto*

As formas químicas mais importantes de azoto presentes nos efluentes são o azoto amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), o amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), o óxido nítrico (NO), o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e o azoto gasoso ( $\text{N}_2$ ). Quando o azoto se encontra ligado a átomos de carbono ou outros, é designado por azoto orgânico.

A conversão destas substâncias, umas nas outras, ou a sua eliminação ocorre através de uma série de operações unitárias e processos químicos e biológicas, nomeadamente, nitrificação/desnitrificação, oxidação anaeróbia do azoto amoniacal, remoção heterotrófica do azoto amoniacal, remoção autotrófica, assimilação pelas plantas e volatilização (Vymazal, 2007; Kadlec e Wallace, 2008).

Algumas destas transformações bioquímicas necessitam de energia proveniente, na maior parte dos casos, de reacções que envolvem o carbono; noutras reacções os compostos de azoto libertam energia que é usada pelos microrganismos para a sua síntese celular e crescimento. Todas estas reacções são necessárias para o bom desempenho das ZHA (Vymazal, 2007).

Com base na literatura referente a estudos efectuados, o principal mecanismo de remoção de azoto em leitos de macrófitas é a nitrificação seguida de desnitrificação ou em simultâneo (Vymazal, 1998; EPA, 1999; IWA, 2000). Contudo, estudos mais recentes (Ahn, 2006; Paredes *et al.*, 2007) referem que, nos sistemas de FSS limitados em oxigénio dissolvido, podem ocorrer mecanismos de remoção oxidação autotrófica anaeróbia de amónio (*Anammox*).

Assim, nas zonas onde existem, em simultâneo, ambientes aeróbios, anaeróbios e anóxicas, a remoção de formas de azoto estará associada a nitrificação/desnitrificação e à combinação destas formas de remoção não convencionais, além dos processos assimilativos e da remoção pelas plantas (Langergraber, 2004).

## 2.4. Reutilização de águas residuais de queijarias

A escassez de recursos hídricos pode ser uma situação natural, decorrente do clima da região ou também uma consequência do crescimento demográfico e do desenvolvimento socioeconómico, evidenciando a necessidade de uma gestão sustentável dos recursos hídricos.

Assim, a reutilização das águas residuais tratadas provenientes de queijarias, tem contribuído cada vez mais para uma gestão dos recursos hídricos mais sustentável, na medida em que:

- Contribui para aumentar os recursos hídricos necessários para satisfação das necessidades presentes e futuras para usos mais nobres;
- Ao reduzir o caudal de águas residuais tratadas descarregado nos meios receptores aquáticos, protege os ecossistemas, na medida em que reduz a quantidade de poluentes lançados no meio.

A utilização de águas residuais tratadas é praticada preferencialmente para usos que requerem maior procura deste recurso e que sejam compatíveis com a qualidade mais corrente dos efluentes de ETAR. A rega agrícola é o grande domínio de aplicação da reutilização de águas residuais, pois a agricultura consome cerca de 65% dos recursos hídricos utilizados, percentagem que diminui nos países de agricultura mais desenvolvido e aumenta nos

restantes. Mas a água é reutilizada para diversas outras finalidades, nomeadamente as seguintes, citadas por ordem decrescente de volume utilizado: rega paisagística (aplicação na qual se destaca a rega de campos de golfe), a reutilização industrial, a recarga de aquíferos, determinados usos recreativos, etc. (Monte e Albuquerque, 2010).

#### **2.4.1. Reutilização de águas residuais na rega**

Como é do nosso conhecimento, são utilizados na agricultura diversos produtos, como é o caso dos fertilizantes e dos pesticidas que visam, genericamente, a obtenção de boas produtividades das culturas (Monte e Albuquerque, 2010).

Nos últimos tempos, tem-se dado grande importância a uma técnica de fertilização denominada de fertirrigação. A fertirrigação é considerada uma técnica de adubação que utiliza a água de irrigação como condutor dos nutrientes até ao solo cultivado. Esta aplicação é feita através do sistema de irrigação mais conveniente à cultura.

Na fertirrigação é possível aplicar fertilizantes comerciais diluídos em água de irrigação ou certos resíduos orgânicos líquidos, como a vinhaça e efluentes oriundos de alguns tipos de indústria alimentícia.

No Brasil já existem experiências bem-sucedidas utilizando resíduos industriais em culturas específicas, o que faz da fertirrigação, além de um método de adubação mais racional, uma técnica que permite a reabsorção dos nutrientes não aproveitados nos processos industriais, reduzindo muitas vezes a problemática do tratamento e disposição adequada dos efluentes. Por esse motivo, a fertirrigação pode ser aceite como uma técnica de tratamento de efluentes orgânicos por infiltração no solo ([www.wikipédia.pt](http://www.wikipédia.pt)).

Também a ARIQ pré-tratada por precipitação química básica mostrou apresentar características físico-químicas como fertilizante pois é rica em matéria orgânica, azoto e fósforo. A sua limitação baseia-se na elevada condutividade da água e do elevado pH das lamas (Rivas *et al.*, 2011). Assim, utilizado como fertirrigante, em conjunto com outra água de salinidade baixa pode apresentar-se como uma alternativa viável para tornar este efluente numa mais-valia económica e deixar de ser visto como uma água residual, mas sim como fertilizante (<http://www.redeinovar.pt/Home/Index>).

Segundo Rivas *et al.*, 2012, é possível utilizar estas águas como fertirrigante, por adição a diferentes porções de água subterrânea, para correcção da condutividade. Este estudo permitiu avaliar os efeitos da sua utilização nas características físico-químicas das culturas (alface) e

frutos das cultivares de tomate (*Lycopersicum Esculentum* Mill.), inscritas no Catálogo Europeu, designadamente, “Roma” e “Rio Grande”. Os resultados obtidos permitiram demonstrar o incremento nutricional do tomate, nomeadamente o teor de potássio e de proteínas, bem como os efeitos das várias salinidades nas características físico-químicas destas culturas, bem como no solo. Verificou-se também que conferem ainda maior resistência da epiderme, o que é uma vantagem sob o ponto de vista económico, uma vez que torna o produto mais resistente ao transporte e manuseamento.

Através dos ensaios desenvolvidos com a cultura de alface, pode-se concluir, que para além de se evitar uma contaminação ambiental, utilizando as lamas como um fertilizante, consegue-se produzir produtos de elevada qualidade nutritiva, uma vez que se verificou uma diminuição do azoto ao nível das folhas, o que é uma característica positiva, uma vez que as alfaces são susceptíveis à acumulação de nitratos.

Os resultados obtidos permitiram concluir também que as doses de lamas não influenciaram os teores de clorofila nem a área foliar da alface. A diminuição do teor de sódio também se revela benéfica, na medida em que a presença de altos teores de sódio, pode provocar distúrbios fisiológicos na alface, nomeadamente o "tipburn" (queimaduras dos bordos das folhas).

No contexto do presente trabalho, a obtenção de um fertirrigante, utilizando a água da chuva, teve como base os níveis de salinidade (no que se refere aos níveis de CE) e de SAR da água residual pré-tratada, para que esta possa ser reutilizada na rega. Seguidamente serão então abordados os dois parâmetros referidos anteriormente (SAR e salinidade).

A salinidade pode conduzir a diversas situações problemáticas, entre as quais se destacam:

- Inibição do crescimento das plantas em função dos efeitos osmóticos dos sais;
- Diminuição do potencial hídrico do ambiente radicular;
- Restrição da absorção da água e, posteriormente, dos efeitos específicos dos iões, os quais se acumulam e provocam toxicidade, induzindo distúrbios nutricionais e metabólicos (Munns, 2002).

De referir que, segundo o Decreto-Lei n.º 236/98, Anexo XVI a salinidade das águas residuais destinadas à rega, é dada pela concentração de SDT e pela CE. No entanto, há que referir que as culturas apresentam diferentes tolerâncias à salinidade, havendo algumas que apresentam boas produções para teores de salinidade elevados, ao passo que outras são extremamente sensíveis para teores bastante reduzidos.

Assim, a selecção de culturas constitui um instrumento de gestão dos efeitos da rega com águas com certa salinidade, sendo conveniente conhecer tanto a salinidade da água de rega como a tolerância das culturas à salinidade. A mudança para outras culturas mais tolerantes à salinidade constitui a medida a tomar em último recurso (Monte e Albuquerque, 2010).

Relativamente à SAR (sodium adsorption ratio), este parâmetro consiste no aumento do teor de sódio adsorvido no complexo de troca do solo. O excesso de sódio em formas assimiláveis pelas plantas pode ter efeitos negativos directos sobre a produção das culturas mas, em geral, antes de se atingir esse ponto, os efeitos negativos do sódio fazem sentir-se de forma indirecta através da deterioração das características físicas do solo. A acção do sódio exerce-se essencialmente através da sua influência no comportamento dos minerais de argila de modo que o seu efeito será tanto mais grave quanto mais fina for a textura do solo (IHERA e APRH, 1999). A SAR é determinada através da seguinte fórmula:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

em que os valores de Na, Ca e Mg são expressos em meq/L.

De acordo com o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, a água de rega pode ter um valor de SAR até 8, inclusive.

Hussar *et al.*, (2005) utilizou o efluente proveniente dos sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuais na irrigação da beterraba. Segundo os resultados obtidos, foi possível concluir que a água residual apresenta um maior teor de Na, P e K em relação à água da torneira e que o uso de água residuária sem qualquer tipo de adubação, foi estatisticamente igual ao resultado obtido quando foi utilizada a adubação convencional, evidenciando assim a importância do uso do referido efluente.

Azevedo *et al.*, (2005), com o objectivo de avaliar a capacidade nutricional da água residual tratada pela Estação de Tratamento de Águas Residuais da Companhia de Água e Esgotos de Paraíba, instalou-se um experimento com milho forrageiro com ciclo de 110 dias e verificou que a produção foi maior em todos os tratamentos com água residual tratada.

Para além dos estudos referido anteriormente, na Tabela 2 encontram-se mais exemplos de casos de reutilização de águas residuais tratadas para rega na agricultura.

Tabela 2 – Exemplos de aplicações de águas residuais tratadas para rega na agricultura

(Adaptado de Monte e Albuquerque (2010))

Exemplo de caso	Aplicação
<b>Monterey, Califórnia</b>	1500 m <sup>3</sup> /d aplicados na rega de hortícolas, num projecto de Investigação e Desenvolvimento de 10 anos.
<b>Clermont-Ferrand, França</b>	500.000 m <sup>3</sup> /d de efluente secundário afinado em lagoas de maturação e por desinfecção são reutilizados na rega de 750 ha de milho.
<b>Vitoria, País Basco, Espanha</b>	35.000 m <sup>3</sup> /d de águas residuais tratadas são reutilizadas para rega agrícola.
<b>Drarga, Marrocos</b>	As águas residuais de uma população de 10.000 habitantes são tratadas em lagoas de estabilização e reutilizadas para a rega agrícola.
<b>Região Dan e Projecto Kishon, Israel</b>	O volume de águas residuais reutilizadas representa 20% da água utilizada na rega agrícola.
<b>Kuwait</b>	10% das águas residuais tratadas (tratamento terciária) são reutilizadas na rega agrícola e paisagística.

Visto que no âmbito do presente trabalho foi utilizada a água da chuva como água de irrigação na obtenção dos fertirrigante, no próximo subcapítulo será abordado o aproveitamento da água da chuva, no que toca à sua recolha e armazenamento.

## 2.5. Aproveitamento da água da chuva

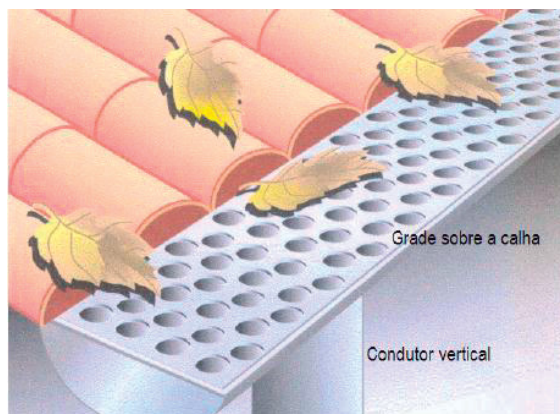
Visto que, no âmbito deste trabalho, a água de irrigação foi a água da chuva aquando da obtenção do fertirrigante, torna-se necessário falar de como é possível aproveitar a água da chuva, recolhê-la e armazená-la de forma correcta e eficaz.

O aproveitamento da água da chuva para uso industrial, doméstico e agrícola tem ganho cada vez mais destaque pelo mundo, sendo considerado uma solução simples e eficaz para amenizar o grave problema ambiental da crescente escassez de água.

### 2.5.1. Recolha da água da chuva

Quando a área de recolha é o telhado, a água da chuva é recolhida através de calhas/caleiras, instaladas nos beirados e é canalizada para um reservatório. Para não ocorrerem entupimentos nas calhas, estas devem estar ainda associadas a um sistema que evite a presença de folhas e ramos e de outros materiais grosseiros. Para esse processo pode ser utilizado um dispositivo

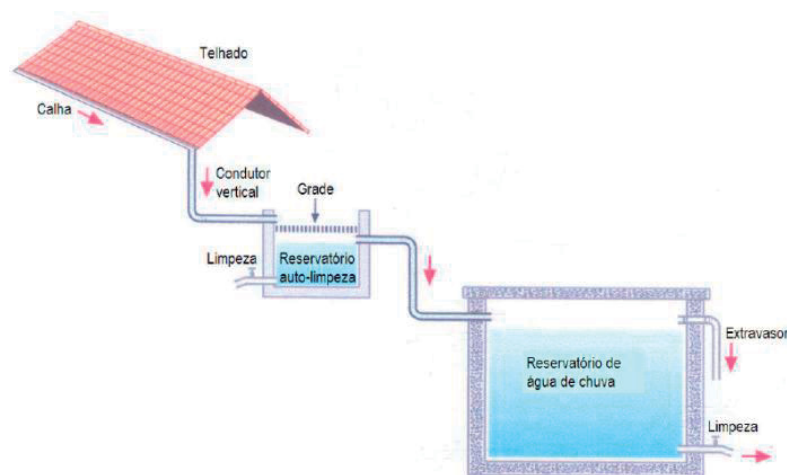
na saída da calha, uma grade que percorre toda a calha ou ainda uma grade de entrada do reservatório (Figura 8).



**Figura 8 – Sistema de grade localizado sobre a calha**

(May, 2004)

Para a recolha da água da chuva é necessário instalar condutores verticais, condutores horizontais (as chamadas calhas), dispositivos para rejeição da água de limpeza dos telhados e reservatórios de acumulação. Os condutores verticais e horizontais são equipamentos que na maioria dos casos, encontram-se instalados na edificação (May, 2004). Na Figura 9 é possível observar um esquema de recolha de água da chuva.



**Figura 9 – Sistema de recolha de água da chuva com reservatório de auto-limpeza**

(May, 2004)

Para além do telhado, a área de recolha da água da chuva pode ainda ser o chão impermeabilizado, em que a água é drenada para um reservatório de águas instalado no subsolo (Figura 10).





**Figura 10 - Recolha da água da chuva proveniente do chão impermeabilizado**

(May, 2004)

Segundo Boers e Ben-Asher (1982), o aproveitamento da água da chuva depende, em grande parte, da quantidade da água captada no sistema. Essa quantidade varia de acordo com alguns dos componentes do sistema, como a área de captação e o volume de armazenamento de água da chuva, sendo influenciada ainda pela precipitação atmosférica da região e pelo coeficiente de escoamento superficial (Coeficiente de *Runoff*) (*C*).

Segundo Tomaz (1998), o volume máximo de chuva mensal que poderá ser armazenado é calculado pela seguinte equação:

$$Q = P \times A \times C$$

Sendo:

Q – Volume máximo mensal (m<sup>3</sup>)

P – Precipitação média mensal (m)

A – Área de recolha (m<sup>2</sup>)

C – Coeficiente de *Runoff*

Sabe-se que o volume de água que pode ser aproveitado não é o mesmo do volume precipitado e utiliza-se então, no dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água de chuva, o coeficiente de escoamento superficial, que é o quociente entre a precipitação média mensal e a área de recolha.

Este coeficiente está inteiramente ligado aos materiais que constituem área de recolha (telhado e piso impermeabilizado) e, na Tabela 3 são apresentados os valores adotados por diferentes autores.



Tabela 3 – Valores do Coeficiente de *Runoff* segundo diferentes autores

(adaptado de Annecchini (2005))

Material	Coeficiente de escoamento ( <i>Runoff</i> )	Autores
Telha cerâmica	0,80-0,90	Hofkes (1981) e Frasier (1975)
	0,75-0,90	Van den Bossche (1997)
Telha esmaltada	0,90-0,95	Van den Bossche (1997)
Telha metálica	0,70-0,90	Hofkes (1981) e Frasier (1975)
	0,85	Khan (2001)
Cimento e asfalto	0,90-0,95	Tucci (2000)
Plástico	0,94	Khan (2001)
Betume	0,80-0,95	Van den Bossche (1997)

É importante um estudo rigoroso sobre o volume de água da chuva que é possível recolher e armazenar, na medida em que só assim é possível tornar o sistema de aproveitamento de água da chuva viável economicamente, pois é justamente o reservatório que encarece o sistema.

### 2.5.2. Armazenamento da água da chuva

Há alguns anos que a água de chuva passou a ser recolhida e armazenada em cisternas, que são pequenos reservatórios individuais. A cisterna tem aplicação em áreas de grande pluviosidade, ou em casos extremos, em áreas de seca, onde se procura acumular a água da época chuvosa para a época de seca.

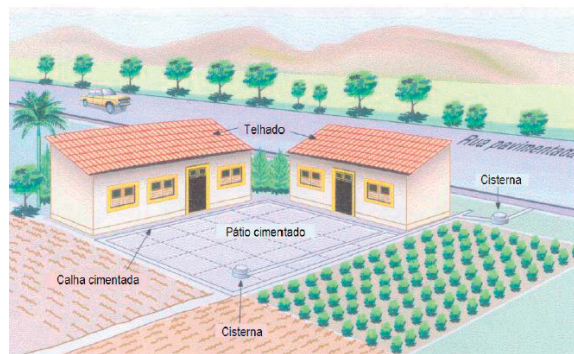
A cisterna consiste num reservatório protegido, que acumula a água da chuva captada da superfície dos telhados das edificações. A água que cai no telhado vem ter às calhas, e destas, aos condutores verticais e, finalmente, ao reservatório.

No entanto há ainda que ter em conta o clima onde é recolhida a água pois em climas semiáridos em que se verificam perdas de água da chuva por evaporação há que instalar equipamentos capazes de evitar grandes perdas de água.

Quanto ao reservatório, este deverá ser opaco ou estar coberto para evitar a formação de algas e outros organismos e para que as perdas por evaporação sejam menores. Deverá ter ainda um tubo de entrada ligado à caleira, uma torneira de saída e um tubo de descarga, para quando o reservatório enche e continua a entrar água (Marques, R., 2012).

Segundo Thomas (2001), a durabilidade, a segurança e o baixo custo são critérios normalmente utilizados para escolher o tipo de reservatório a ser implementado no sistema de armazenamento de água da chuva.

Na Figura 11 é ilustrado um esquema de um projecto de recolha e armazenamento de água da chuva para a irrigação de um jardim.



**Figura 11 – Projecto de recolha e armazenamento de água da chuva**  
(May, 2004)

Segundo Leal (2000), o sistema de aproveitamento de água de chuva funciona da seguinte forma: a água é recolhida de áreas impermeáveis, normalmente telhados e, em seguida é filtrada e armazenada em reservatórios de acumulação, que podem ser apoiados, enterrados ou elevados e serem construídos de diferentes materiais como: alvenaria, poliéster e outros.

No sistema de armazenamento de água da chuva são exigidos alguns cuidados especiais relativos à instalação e à manutenção do sistema como sendo:

- Evitar a entrada de luz do sol no reservatório para diminuir a proliferação de microrganismos;
- A tampa de inspecção deverá estar fechada;
- Pelo menos uma vez por ano deverá ser feita a limpeza no reservatório;
- O reservatório de água da chuva deverá conter um ligeiro declínio no fundo para facilitar a limpeza;
- É aconselhável localizar o reservatório de acumulação/armazenamento de água da chuva próximo do condutor vertical (Figura 12);
- Deverá ser verificada a necessidade de filtração e cloração da água de chuva armazenada (May, 2004).



**Figura 12 – Esquema de um possível sistema de recolha e posterior armazenamento**

(May, 2004)

Quando se prevê a reutilização da água da chuva para consumo humano há que recorrer a tecnologias de tratamento. Normalmente é aplicado um tratamento simples que consiste na sedimentação natural, filtração simples e cloração. Pode-se utilizar também tratamentos complexos como desinfecção por ultravioleta ou osmose inversa, consoante a qualidade da água da chuva recolhida dos telhados (May, 2004).

Desta forma estão garantidas as condições necessárias para uma gestão eficiente da água da chuva e garantia de disponibilidade de água em quantidade e qualidade, evitando o desperdício e a degradação da mesma.

O aproveitamento da água da chuva tem como desvantagens o custo inicial, a manutenção regular, o espaço necessário para os reservatórios (sejam eles enterrados ou superficiais), a vulnerabilidade da qualidade da água (que pode ser afectada por insectos, poluição atmosférica, matéria orgânica) e a dependência no clima que pode ser cada vez mais errático (temos o exemplo deste Inverno de 2011/2012, que praticamente não teve chuva). No entanto, tem boas vantagens como o facto de ser sustentável, a conveniência de aproveitarmos um recurso local, a independência da rede de abastecimento, a boa qualidade geral da água da chuva (uma grande vantagem é que a água da chuva não tem cloro como a água da rede, que apresenta malefícios para plantas e pessoas) e a facilidade de construção e manutenção dos sistemas de recolha e armazenamento. (Marques, R., 2012)

Jalfim (2001) relata que para incentivar a recolha e armazenamento de água da chuva não basta tentar demonstrar a viabilidade dessa proposta pelo efeito visual e pelos relatos de experiências bem-sucedidas. É preciso consciencializar as pessoas sobre a importância da recolha e consequente armazenamento de água da chuva para consumo humano, agrícola e industrial.

Simone May (2004) caracterizou a qualidade da água da chuva no Brasil, juntamente com o estudo da viabilidade económica da utilização de um sistema de recolha, armazenamento e posterior aproveitamento desta água para fins não potáveis e efectuou o posterior dimensionamento do sistema a utilizar para o fim pretendido.

Também Reginaldo Jaques (2005) desenvolveu no município de Florianópolis um estudo com o objectivo de avaliar a qualidade físico-química e bacteriológica da água de chuva que passa por telhados cerâmicos e de cimento amianto, e a possibilidade da sua utilização para consumo humano ou para fins não potáveis. Este estudo demonstrou que a água de chuva não deve ser utilizada directamente para o consumo humano, necessitando de tratamento adequado, no entanto, pode ser utilizada para irrigação de jardins, lavação de calçadas e principalmente em descargas de vasos sanitários sem qualquer aplicação de tratamento prévio.

## Capítulo 3 – Materiais e métodos

### 3.1. Caracterização do efluente da queijaria Guilherme

A água residual utilizada neste estudo foi a resultante da aplicação de um pré-tratamento à água residual proveniente do sistema de lagunagem da queijaria Guilherme. A Figura 13 (a) mostra o aspecto geral do sistema de lagunagem da queijaria Guilherme, situada na região geográfica do “Queijo Serpa”. Este pré- tratamento consiste na aplicação de processos em série de precipitação química e neutralização natural de forma a eliminar sólidos em suspensão, óleos e gorduras, carga orgânica, cheiros e cor, bem como obter a sua neutralização natural (Rivas *et al.*, 2010; Rivas *et al.*, 2011).



**Figura 13 – Sistema de lagunagem da queijaria Guilherme (a). Aspecto físico da água residual, após ser submetida a precipitação química básica (b).**

Depois de aplicado o pré-tratamento, a água residual resultante apresenta-se incolor e com um ligeiro odor. A ARIQ pré-tratada apresenta um pH muito elevado e este permanece estável ao longo do tempo, e por essa razão foi mantida no laboratório à temperatura ambiente, até à sua caracterização.

Assim, procedeu-se à sua caracterização físico-química e foram comparados os valores obtidos com os estipulados no Decreto-Lei n.º 236/98 para cada parâmetro, no que respeita à rega e à descarga de águas residuais (Tabela 4):

Tabela 4 – Caracterização da água residual pré-tratada por precipitação química básica

Parâmetros	Intervalo	Valor Médio (Média ± Desvio Padrão)	Decreto-Lei n.º236/98		
			Rega		Descarga de águas residuais
			VMR	VMA	VLE
pH	12,7-12,8	12,8±0,0	6,5-8,4	4,5-9,0	6,0-9,0
Condutividade (mS/cm)	3,7-4,0	3,9±0,2	1	-	-
Redox (mV)	-85-(-83)	-85±1	-	-	-
220 nm	2,459-2,497	2,477±0,019	-	-	-
254 nm	0,576-0,586	0,582±0,006	-	-	-
292 nm	0,377-0,389	0,382±0,006	-	-	-
385 nm	0,018-0,022	0,020±0,002	-	-	-
410 nm	0,004-0,012	0,008±0,004	-	-	-
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	216,0-225,6	220,8±4,8	-	-	-
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	17,1-19,5	18,7±1,4	-	-	-
Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	401,7-403,2	402,2±0,9	-	-	-
Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	13,1-15,9	14,0±1,6	-	-	-
N <sub>Kjeldahl</sub> (mg N/L)	57,8-60,5	59,4±1,4	-	-	15
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/L)	42,4-43,0	42,7±0,3	-	-	10
P (mg P/L)	< 0,5	< 0,5	-	-	10
K <sup>+</sup> (mg K/L)	46,7-50,7	49,4±2,3	-	-	-
Na <sup>+</sup> (mg /L)	607,8-656,1	636,0±25,1	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg /L)	< 2,0	< 2,0	50	-	50
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	585,2-692,5	652,1±58,3	70	-	-
ST (mg/L)	3230-3600	3450±200	-	-	-
SST (mg/L)	30-60	50±7	60	-	60
SDT (mg/L)	3050-3080	3070±10	640	-	-
SVT (mg/L)	810-1090	960±140	-	-	-
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	808-827	820±11	-	-	40
CQO (mg O <sub>2</sub> /L)	1660-1893	1804±126	-	-	150
Oxigénio Dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L)	4,3-7,0	5,5±1,4	-	-	-
Óleos e Gorduras (mg/L)	17-50	33±17	-	-	15
SAR	8,1-8,7	8,4±0,4	8	-	-

Como mostram os valores apresentados na Tabela 4, esta água apresenta baixo teor de sólidos em suspensão, óleos e gorduras e matéria orgânica e os valores de CE são superiores ao estipulado no Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto no seu Anexo XVI (qualidade das águas destinadas à rega). Este anexo, impõe como valor máximo recomendável para a CE da água destinada a rega de 1 µS/cm e 640 mg/L para os sólidos dissolvidos totais (SDT). O mesmo Decreto-Lei não estabelece limite máximo (VMA) para estes dois parâmetros, mas adverte



que “Concentrações elevadas podem afectar a produção e qualidade das culturas sensíveis”. Também o valor de SAR se encontra ligeiramente acima dos valores máximos recomendáveis, 8. Assim, as dosagens a aplicar na água de rega terão sempre como objectivo principal o controlo da salinidade, tendo em conta os níveis tolerados por cada cultura.

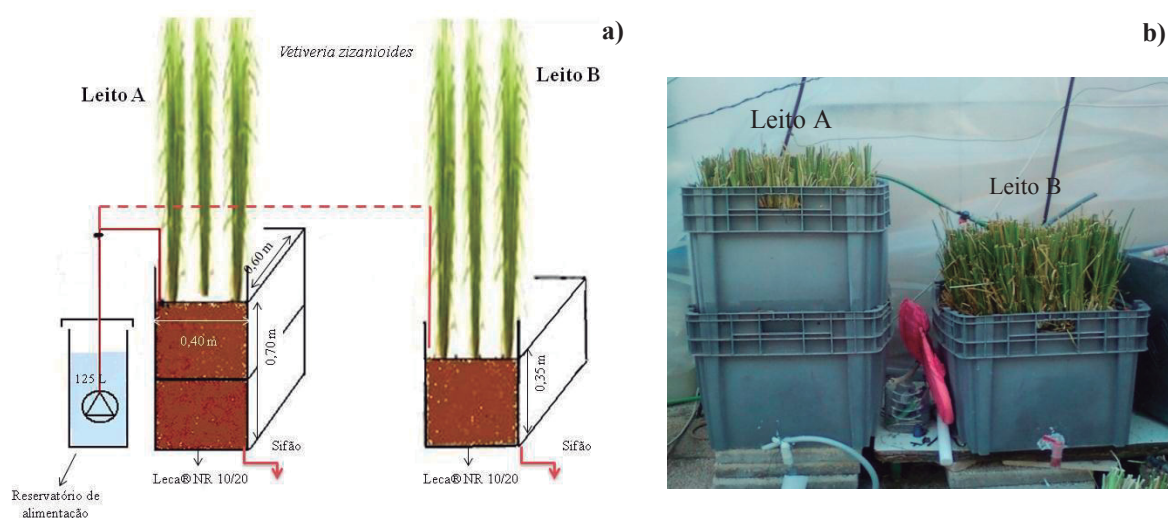
Ainda com base na Tabela 4, verifica-se que a água pré-tratada também não apresenta características compatíveis com as exigidas para descarga no meio hídrico. Esta incompatibilidade deve-se essencialmente ao elevado pH,  $N_{Kjeldahl}$ ,  $NH_4^+$ , bem como elevada carga orgânica (CBO<sub>5</sub> e CQO).

## 3.2. Instalações e procedimento experimental

### 3.2.1. Aplicação da água residual pré-tratada nos leitos piloto instalados na ESAB

Depois de submeter a água residual proveniente da queijaria Guilherme ao pré-tratamento, esta foi armazenada e refrigerada de forma a se proceder à sua caracterização nos laboratórios da Escola Superior Agrária de Beja (ESAB). Seguidamente procedeu-se ao tratamento do efluente (pré-tratado da ARIQ) em ZHA piloto instalada na ESAB.

Foram utilizados dois leitos com alimentação em modo vertical, em paralelo, a matriz de suporte era composta por agregados leves de argila expandida do tipo Filtralite® NR 10/20 e estavam plantados com *Vetiveria zizanioides*. De referir que a altura do substrato foi a única característica que os diferenciou (Figura 14).



**Figura 14 – Leitos de macrófitas onde foram efectuados os ensaios. (a) Especificações dos dois leitos de macrófitas. (b) Aspecto geral dos leitos de macrófitas utilizados**

A alimentação foi efectuada em contínuo, através de uma bomba submersível que permitiu também o arejamento do afluente no reservatório de alimentação, sendo o efluente recolhido no fundo dos leitos através de um tudo de plástico colocado na base do mesmo, em forma de sifão.

As medições do caudal na entrada e saída de cada leito foram efectuadas todos os dias, manualmente e com auxílio de um cronómetro numa válvula colocada à entrada de cada leito. Fez-se a observação visual do sistema com o objectivo de detectar eventuais efeitos de toxicidade nas plantas e foram efectuados corte das plantas para posterior determinação do teor de azoto e humidade nas folhas. Recolheram-se amostras de água ( $\pm 0,5$  L) na entrada de cada leito, no reservatório de alimentação intermédio e à saída de cada um dos leitos. Estas amostras foram transportadas de imediato para o laboratório e analisadas para determinação de pH, condutividade eléctrica (EC), potencial redox (Eh), oxigénio dissolvido (OD). Para os restantes parâmetros (azoto amoniacal e CQO), quando tal não foi possível analisá-las de imediato, foram armazenadas e conservadas a  $-20^{\circ}\text{C}$ , por curtos períodos de tempo, de acordo com o indicado em Standard Methods (2005).

O sistema foi monitorizado através do crescimento e desenvolvimento das plantas, medição dos caudais à entrada e saída de cada leito, temperatura do ar, temperaturas no interior dos leitos, recolha das amostras e respectiva caracterização. O sistema foi sempre monitorizado durante o período em que os ensaios eram efectuados, de segunda a sexta, por volta das 10 horas da manhã.

No leito A foram feitos seis ensaios e no leito B apenas 4, isto porque a quantidade de efluente existente não era suficiente para tantos ensaios e, assim optou-se pelo leito que apresentou melhores percentagens de remoção nos primeiros quatro ensaios (Leito A).

Nas Tabelas 5 e 6 resumem-se os valores médios do afluente aplicado aos leitos assim como o respectivo desvio padrão.

**Tabela 5 – Condições experimentais aplicadas ao leito A expressas em carga mássica ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) (Média $\pm$ D.P.)**

Nº de Ensaios	Data de realização dos ensaios	Ch ( $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ )	Azoto Kjeldhal ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	Azoto Amoniacal ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	CQO ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	CBO <sub>5</sub> ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )
1	25-Jan-12 a 16-Fev-12	33 $\pm$ 3	0,5 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,2	9 $\pm$ 2	4 $\pm$ 1
2	8-Mar-12 a 23-Mar-12	60 $\pm$ 1	1,1 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	22 $\pm$ 6	5 $\pm$ 3
3	26-Mar-12 a 5-Abr-12	120 $\pm$ 2	1,2 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,3	44 $\pm$ 11	7 $\pm$ 3
4	12-Abr-12 a 20-Abr-12	180 $\pm$ 2	1,3 $\pm$ 0,3	0,9 $\pm$ 0,4	71 $\pm$ 13	10 $\pm$ 2
5	23-Abr-12 a 7-Mai-12	126 $\pm$ 2	3,6 $\pm$ 0,2	3,2 $\pm$ 0,3	107 $\pm$ 38	14 $\pm$ 2
6	8-Mai-12 a 15-Mai-12	126 $\pm$ 2	6,7 $\pm$ 1,3	6,3 $\pm$ 1,3	193 $\pm$ 30	23 $\pm$ 4



Tabela 6 - Condições experimentais aplicadas ao leito B expressas em carga mássica ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ ) (Média  $\pm$  D.P.)

Nº de Ensaio	Data de realização dos ensaios	Ch ( $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ )	Azoto Kjeldhal ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	Azoto Amoniacal ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	CQO ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )	CBO <sub>5</sub> ( $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ )
1	25-Jan-12 a 16-Fev-12	38 $\pm$ 9	0,8 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,2	11 $\pm$ 5	5 $\pm$ 3
2	8-Mar-12 a 23-Mar-12	69 $\pm$ 5	1,5 $\pm$ 0,3	0,6 $\pm$ 0,2	24 $\pm$ 6	6 $\pm$ 2
3	26-Mar-12 a 5-Abr-12	126 $\pm$ 6	1,8 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 0,4	48 $\pm$ 15	8 $\pm$ 3
4	12-Abr-12 a 20-Abr-12	187 $\pm$ 4	2,2 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,9	71 $\pm$ 12	10 $\pm$ 3

### 3.2.2. Obtenção dos fertirrigantes, utilizando a água residual pré-tratada e a água da chuva

Para a realização da segunda parte deste trabalho (desenvolvimento de fertirrigantes), foram recolhidas três amostras de água da chuva (Setembro e Outubro de 2011, e Março de 2012) provenientes do escoamento da água dos telhados. A Figura 15 esquematiza o processo de recolha das amostras.

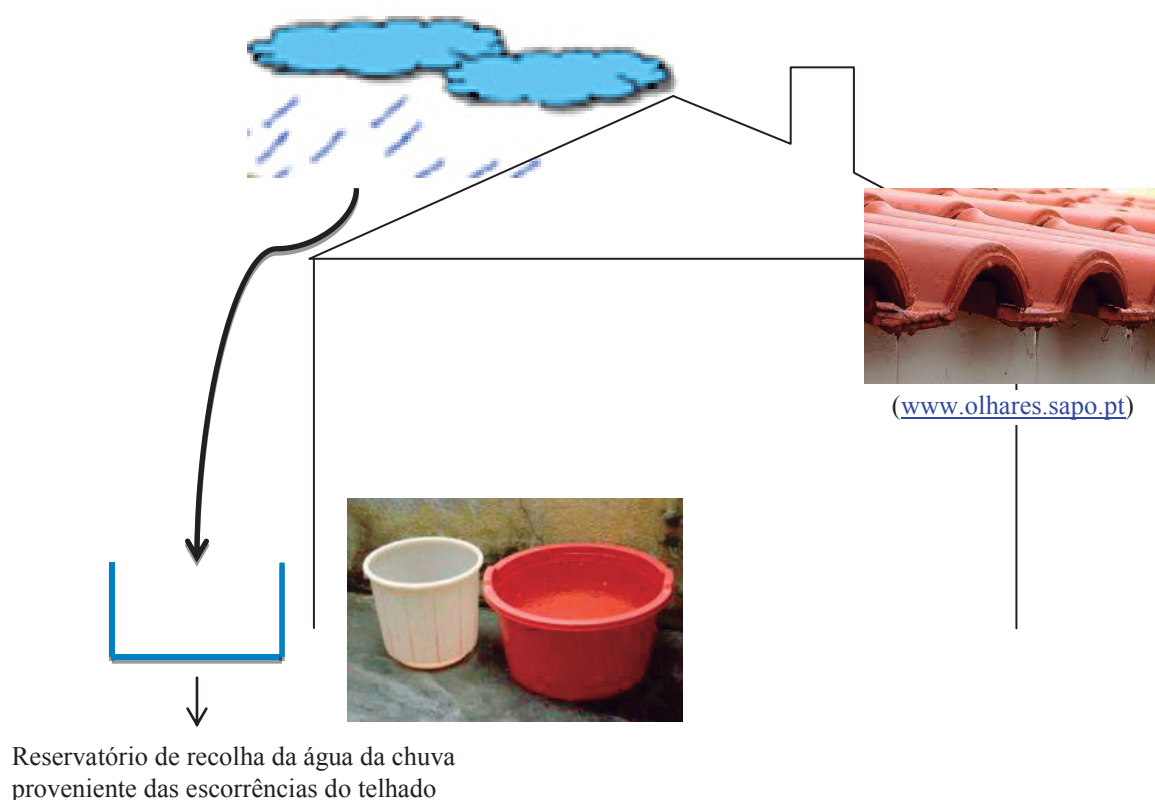


Figura 15 - Esquema da recolha das amostras de água da chuva

As amostras, depois de recolhidas, foram colocadas em garrações de água de 5 litros e encaminhadas para o laboratório, no qual foram conservadas na refrigeração até se proceder à sua caracterização físico-química.

Depois de caracterizada a água residual pré-tratada e a água da chuva procedeu-se à obtenção dos seis fertirrigantes, tendo por base valores de CE pré-estabelecidos (3,0; 2,5; 2,0, 1,5; 1,0; 0,5 mS/cm). Assim, para cada fertirrigante foi utilizado um recipiente, com a mesma quantidade de água residual pré-tratada, com um agitador magnético. Esses recipientes foram então colocados sobre uma placa de agitação e com o eléctrodo do condutivímetro mergulhado na amostra a analisar e, seguidamente foi sendo adicionada a água da chuva, até ser atingido o valor de CE pretendido. Após atingido esse valor de CE pretendido, foi anotado o volume de água da chuva gasto.

Na Figura 16 consta a síntese da metodologia explicada anteriormente.

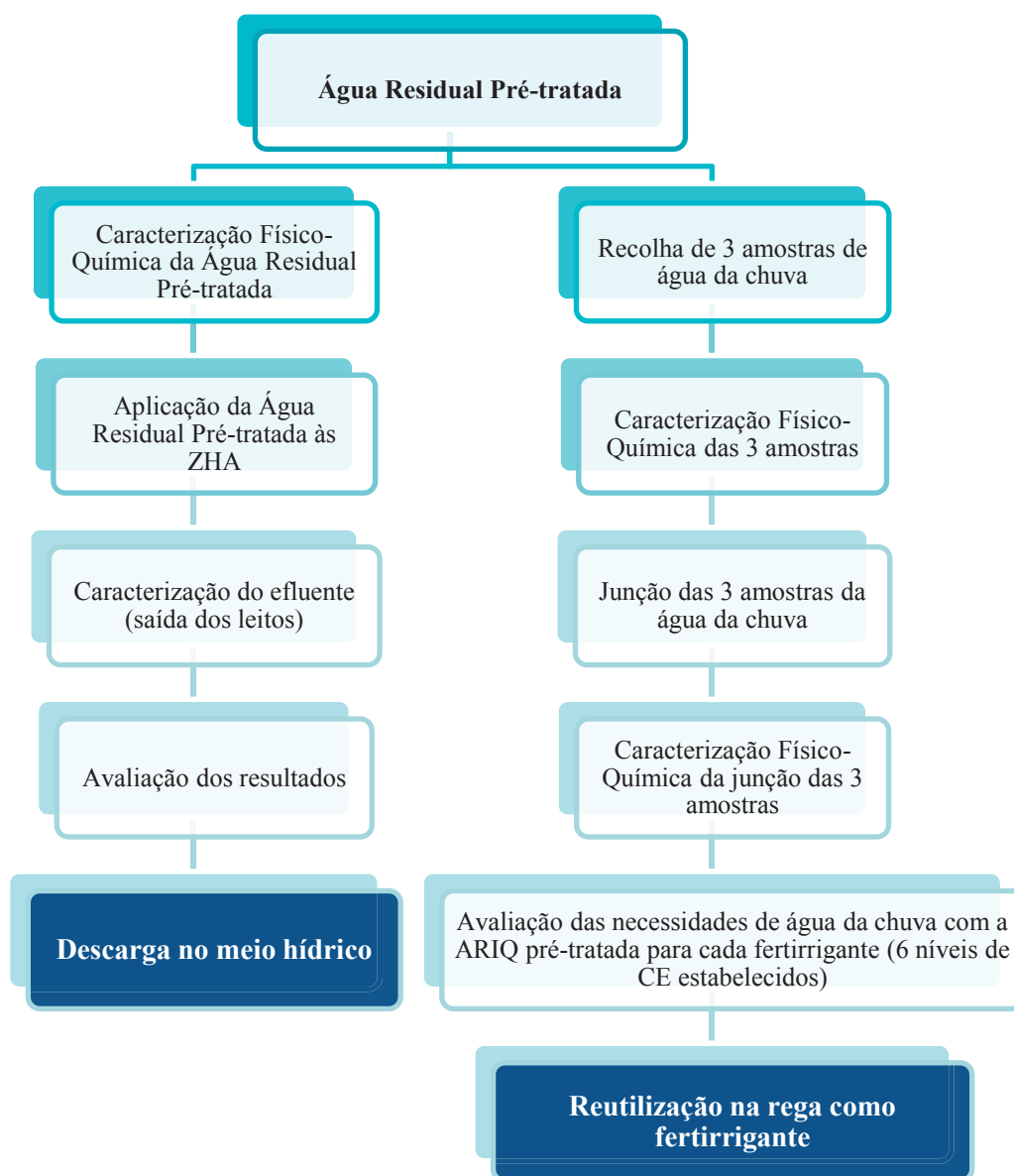


Figura 16 – Metodologia de trabalho

Os parâmetros foram analisados tendo por base a metodologia descrita no Standard Methods (2005) e encontram-se no Anexo I do presente trabalho.

## Capítulo 4 – Resultados e Discussão

Como foi referido anteriormente, a água residual pré-tratada não apresenta características que permitam a sua reutilização para rega e/ou descarga no meio hídrico e, como tal, houve a necessidade desenvolver processos auxiliares ao pré-tratamento.

Assim, de forma a poder descarregar a água residual pré-tratada no meio hídrico, esta foi aplicada a ZHA, com o objectivo de remover (CQO e CBO<sub>5</sub>), azoto (total e amoniacal) e óleos e gorduras, sendo que este parâmetro não consta nos resultados a seguir apresentados, dado que a concentração obtida à saída dos leitos foi inferior ao limite de detecção. Para além disso, numa segunda etapa deste trabalho foi desenvolvida outra hipótese para gerir as águas residuais pré-tratadas, a qual se baseou na sua reutilização deste efluente na rega como fertilizante, utilizando a água da chuva como água de irrigação.

### 4.1. Tratamento da água residual pré-tratada utilizando ZHA

Os leitos foram alimentados com diversas concentrações de CQO e carga hidráulicas de efluente pré-tratado com o objectivo de verificar as eficiências de remoção em cada condição de alimentação e, de seguida, foi seleccionada aquela que obteve concentrações removidas maiores, ou seja, a que obteve remoção máxima de CQO.

De referir que, durante a realização dos ensaios houve algumas dificuldades operatórias no leito B e, por isso, o número de ensaios efectuados neste leito, aquando dos intervalos de tempo mencionados na tabela anterior, não foi o mesmo do que no leito A.

Para além disso, o efluente pré-tratado de que se dispunha era limitado e por isso optou-se por efectuar apenas no leito A mais dois conjuntos de ensaios com a Ch de 120 L/m<sup>2</sup>.d, ou seja, a que tinha apresentado maior eficiência de remoção, com concentração de CQO de 851±300 e 1531±226 mg/L (este último sem qualquer diluição), por forma a se avaliar qual o efeito de Cm (CQO) de 193 g/m<sup>2</sup>.d.

Todos os dados obtidos relativos aos ensaios realizados nos leitos de macrófitas foram tratados e analisados com recurso do programa Portable Statistica 8 e através do método estatístico designado por *Box-Plot*, sendo utilizado um limiar de significância de 5%. Nos gráficos são apresentados, nos eixos das abcissas (principal e secundário), os valores médios das Cm (g/m<sup>2</sup>.d) e Ch (L/m<sup>2</sup>.d) aplicadas a cada leito.

Neste capítulo são apresentados os resultados experimentais obtidos nos ensaios realizados nas ZHA, com o objectivo de estudar a influência da carga hidráulica, da carga mássica, da altura dos leitos, do Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) e da temperatura, no processo de remoção da CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal e azoto Kjeldahl presentes na água residual pré-tratada proveniente da queijaria Guilherme.

Nos ensaios efectuados, o efluente foi diluído com água da torneira para as concentrações pretendidas no desempenho do sistema.

#### 4.1.1. Análise da biomassa

O registo da medição no final dos ensaios prendeu-se com o facto de se poderem detectar eventuais efeitos de toxicidade nas plantas, sintomas de carência e eventuais manifestações de patologias provocadas pelo afluente utilizado e pela carga hidráulica aplicada aos leitos. O desenvolvimento não foi significativo, provavelmente, devido ao facto de as temperaturas do ar serem relativamente baixas.

Na Tabela 7 consta a constituição das plantas do leito A, no início e no fim dos ensaios experimental bem como o seu crescimento. A medição e o registo do crescimento teve como objectivo a detecção de eventuais efeitos de toxicidade as plantas, e sintomas de carência de micronutrientes.

Tabela 7 – Constituição das plantas no Leito A (Média ± D.P.)

	Início	Fim
% de Matéria Orgânica	94,2±0,1	96,3±0,1
% de Matéria Seca	42,8±3,2	43,4±2,0
Ca <sup>2+</sup> (mg/g)	1,20±0,05	2,00±0,09
Mg <sup>2+</sup> (mg/g)	0,04±0,01	0,06±0,01
Fe <sup>2+</sup> (mg/g)	N.D.*	0,07±0,02
Mn <sup>2+</sup> (mg/g)	N.D.*	0,01±0,01
Na <sup>+</sup> (mg/g)	0,45±0,01	0,36±0,01
K <sup>+</sup> (mg/g)	0,47±0,02	3,14±0,02
N <sub>Kj</sub> (mg/g)	10,50±0,50	16,60±0,20
P (mg/g)	1,02±0,01	0,44±0,03
Crescimento (cm) - 19±5		

\*N.D. – Não determinado

Durante o período de realização dos ensaios, o crescimento da biomassa foi medido duas vezes: no início e no final dos ensaios.

Com base na tabela anteriormente apresentada verifica-se que todos os parâmetros aumentaram, à excepção do sódio e do fósforo.

Como comprovado por Jampeetong e Brix (2009), a presença de  $\text{Na}^+$  pode alterar o equilíbrio osmótico no interior das células das plantas ou impedir a assimilação de  $\text{K}^+$  pelas células, principalmente quando a concentração de  $\text{Na}^+$  é muito mais elevada que o  $\text{K}^+$ , facto que não foi verificado neste estudo pois a concentração de  $\text{Na}^+$  diminuiu de  $0,45 \pm 0,01$  para  $0,36 \pm 0,01 \text{ mg/g}$  e a concentração de  $\text{K}^+$  aumentou durante os ensaios, sendo de  $0,47 \pm 0,02 \text{ mg/g}$  no início dos ensaios e de  $3,14 \pm 0,02 \text{ mg/g}$  no final.

Quanto aos valores relativos ao  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  pode dizer-se que as plantas assimilaram o azoto presente no efluente e daí a concentração na biomassa ser superior no final do que no início dos ensaios.

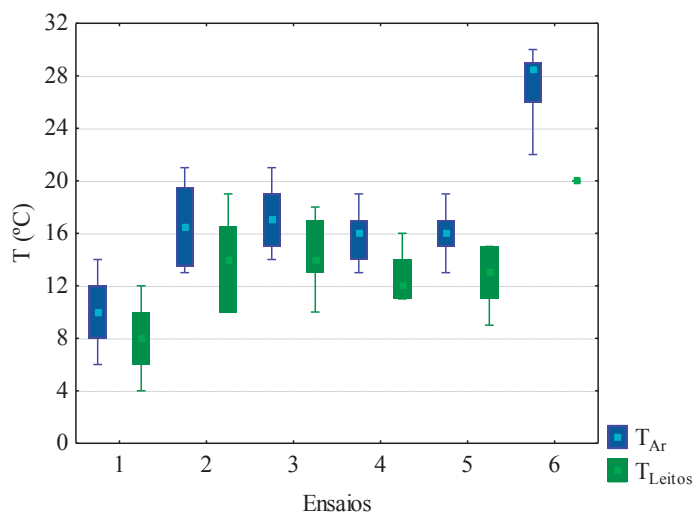
O teor de fósforo também foi quantificado tendo-se observado no início dos ensaios uma concentração média de  $1,02 \text{ mg/g}$  e no final dos ensaios uma concentração média de  $0,44 \text{ mg/g}$ .

#### 4.1.2. Estudo da influência da temperatura

Quanto à temperatura, tanto do ar, como do interior dos leitos, esta foi monitorizada diariamente (Tabela 8 e Gráfico 1).

Tabela 8 – Temperatura do ar e do interior dos leitos ao longo dos ensaios.

Ensaio	Data de realização do ensaio	Temperatura do ar (°C) (Média±D.P.)	Temperatura nos leitos (°C) (Média±D.P.)
1	25-Jan-12 a 16-Fev-12	$10 \pm 3$	$8 \pm 3$
2	8-Mar-12 a 23-Mar-12	$17 \pm 3$	$14 \pm 4$
3	26-Mar-12 a 5-Abr-12	$17 \pm 3$	$14 \pm 3$
4	12-Abr-12 a 20-Abr-12	$16 \pm 2$	$13 \pm 2$
5	23-Abr-12 a 7-Mai-12	$15 \pm 3$	$13 \pm 2$
6	8-Mai-12 a 15-Mai-12	$27 \pm 3$	$20 \pm 1$



**Gráfico 1 - Variação das temperaturas do ar e no interior dos leitos ao longo dos ensaios realizados nas ZHA**

Com base na tabela e no gráfico anteriormente apresentados verifica-se que, durante o período dos seis ensaios realizados, ocorreram oscilações na temperatura do ar de 17°C (10-27°C) e do interior dos leitos de 12°C (8-20°C), no entanto, nos leitos as oscilações foram menores devido, provavelmente, ao material de enchimento que isolou os leitos das oscilações da temperatura do ar.

Durante o período de ensaios as plantas apresentaram um crescimento de  $19 \pm 5$  cm no leito A, sendo que no leito B o crescimento foi praticamente o mesmo. De referir que este crescimento foi mais acentuado nos meses de Abril e Maio, embora não se tenham feito medições nestes meses. Esta planta como referido por Dudai (2006) e Almeida (2012) apresentam taxas elevadas de crescimento nos meses com elevadas temperaturas e dias longos, tais como os meses de Abril e Maio. Este crescimento das plantas pode ter contribuído para o melhor desempenho dos leitos através da sua oxigenação ou assimilação de azoto. No entanto, as plantas do leito A (altura de 0,70 m), nos ensaios efectuados com  $C_m$  (CQO) 107 e 193 g/m<sup>2</sup>.d praticamente não cresceram, podendo indiciar alguma toxicidade por excesso de  $C_m$ , ou porque o afluente ao leito se encontrava com teores baixos de Oxigénio Dissolvido (OD).

Vários autores referem que os processos de remoção de MO e nutrientes, em ZHA, dependem da temperatura porque alguns dos processos são realizados na presença de microrganismos. Langergraber *et al.*, (2007) no tratamento de efluentes urbanos, em leitos de escoamento vertical, com alimentação pulsada verificaram que a temperatura influenciou a remoção de MO e azoto amoniacal, sendo o seu efeito mais notório nos leitos com maiores cargas de CQO aplicadas.

Existe alguma controvérsia no que respeita aos valores de temperatura mínima considerados como inibitórios dos processos. Durante muitos anos foi aceite pela comunidade científica que a temperatura do ar influenciava a actividade microbiana e, dessa forma, no inverno os sistemas de tratamento apresentavam menores remoções de poluentes. Estes pressupostos foram questionados e Kadlec e Reddy, (2001) verificaram que o abaixamento de temperatura nem sempre provoca diminuição da eficiência de remoção de MO (*in* Almeida, 2012).

No subcapítulo seguinte vão ser apresentados os dados obtidos na caracterização do afluente e do efluente dos dois leitos em simultâneo para cada parâmetro.

#### 4.1.3. Estudo da influência da altura e do TRH dos leitos

Neste trabalho estudou-se a influência da altura do material de enchimento e do TRH sobre o desempenho dos leitos, no que concerne essencialmente à remoção de matéria orgânica.

Como já esquematizado na Figura 14 (especificações dos leitos) verifica-se que o leito A tem o dobro da altura do leito B e este foi um dos factores que influenciou os resultados e, associado a altura está o TRH com os seguintes valores: Leito A – 18h (9 g/m<sup>2</sup>.d), 10h (22 g/m<sup>2</sup>.d), 5h (44 g/m<sup>2</sup>.d), 3h (71 g/m<sup>2</sup>.d); Leito B – 9h (11 g/m<sup>2</sup>.d), 5h (24 g/m<sup>2</sup>.d), 2,5h (48 g/m<sup>2</sup>.d), 1,5h (71 g/m<sup>2</sup>.d).

As diferenças dos valores de eficiências de remoção entre o leito A e o leito B devem-se à altura do leito pois no leito B o TRH é menor do que no leito A pois há menor tempo de contacto entre a planta e o efluente a tratar.

Ferreira (2005), analisou a influência de TRH de 3, 7 e 11 dias, nas eficiências de remoção, e verificou que quanto maior foi o TRH mais elevadas foram as cargas mássicas removidas.

Para TRH demasiado longos, pode ocorrer estagnação do efluente e de criação de condições anaeróbias, enquanto TRH demasiado curtos podem não permitir o tempo necessário para ocorrer a degradação dos poluentes presentes no efluente a tratar.

Assim, com base nos resultados apresentados nos gráficos anteriores e, tendo em conta que o que distinguia o leito A e o leito B era apenas a altura dos mesmos, vê-se claramente a influência deste parâmetro no desempenho dos leitos no que se refere à remoção de matéria orgânica.

O TRH nos dois leitos foi bastante diferente, sensivelmente metade no leito B (o leito com menor altura), pode implicar menos tempo de contacto entre a comunidade microbiana e

também com as plantas e, deste modo ser menor o desempenho na remoção de matéria orgânica.

#### **4.1.4. Estudo da influência da variação da carga mássica ( $C_m$ ) e da carga hidráulica ( $Ch$ ) com as alturas de material de enchimento distintas entre os leitos**

Com o objectivo de avaliar o desempenho de cada um dos leitos piloto na eficácia de remoção de matéria orgânica, analisada neste trabalho sobre a forma de CQO, foram avaliados diversos parâmetros e o modo como se comportavam em cada um deles durante o tratamento a que o efluente de ARIQ foi submetido.

Com esse intuito, os ensaios foram efectuados em dois leitos alimentados em paralelo, com a mesma concentração de efluente. Pretendia-se também que o caudal afluente aos leitos fosse o mesmo, para que a carga hidráulica ( $Ch$ ) e as cargas mássicas ( $C_m$ ) fossem idênticas mas, devido às perdas de carga em cada uma das bombas que alimentavam os leitos isso nem sempre foi conseguido contudo, nos quatro ensaios efectuados em ambos os leitos e em simultâneo, as diferenças entre as  $Ch$  e as  $C_m$  não foram relevantes.

A variação da  $Ch$  aplicada aos leitos teve como finalidade fazer variar também a  $C_m$  de todas as substâncias presentes no afluente, mas principalmente de matéria orgânica, quantificado neste trabalho por  $C_m$  (CQO). Os resultados obtidos, para os diversos parâmetros estudados, serão sempre apresentados em função da  $Ch$  e da  $C_m$  (CQO).

De referir que, em cada um dos gráficos apresentados nos pontos que se seguem (pontos 4.1.4.1. a 4.1.4.2.), nos gráficos referentes ao leito A, os últimos dois ensaios (ensaios 5 e 6) aparecerão a sombreado uma vez que não serão discutidos nestes pontos mas sim no ponto 4.1.4.3.

##### **4.1.4.1. pH, CE, Eh e OD**

Neste subcapítulo são apresentados os gráficos referentes ao pH, CE, Eh e OD obtidos nos dois leitos e como estes parâmetros variam consoante a carga mássica e a carga hidráulica aplicadas.

Para o tratamento biológico, o pH deve ser mantido entre 6,5 e 8,5 para assegurar uma óptima actividade biológica e este pode ser regulado através da adição (Eckenfelder, 2000) de agentes controladores de pH e, neste estudo o produto foi a cal.

Para isso colocou-se, previamente, o efluente num reservatório tapado com uma rede, para proteger o efluente, para que este fosse sujeito a neutralização natural até ser atingido um pH



de aproximadamente 7 (Figura 17). Foi então a partir deste efluente estabilizado que foram feitas as diluições para obter as concentrações pretendidas a aplicar ao reservatório de alimentação dos leitos piloto.



Figura 17 - Reservatório onde ocorreu a neutralização natural

A influência da  $C_m$  (CQO) e da  $Ch$  foi analisada, medindo os valores de pH do afluente e do efluente durante o período de realização dos ensaios. O Gráfico 2 representa a mediana dos valores obtidos de pH nos leitos A e B.

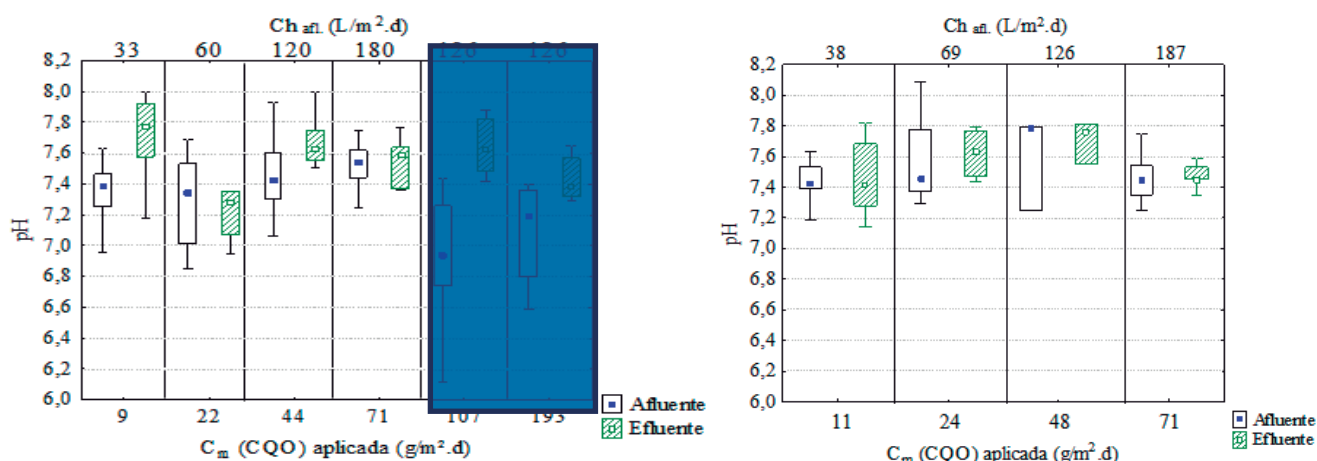


Gráfico 2 – Influência da  $Ch$  e da  $C_m$  no pH do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70m e B – 0,35 m)

Quanto aos valores de pH, tanto no leito A como no leito B não foram verificadas variações entre os valores do afluente e os do efluente o que significa que os mecanismos de remoção ocorridos nos leitos não influenciaram os valores de pH.

De seguida são apresentados os gráficos correspondentes à CE do afluente e do efluente dos dois leitos.

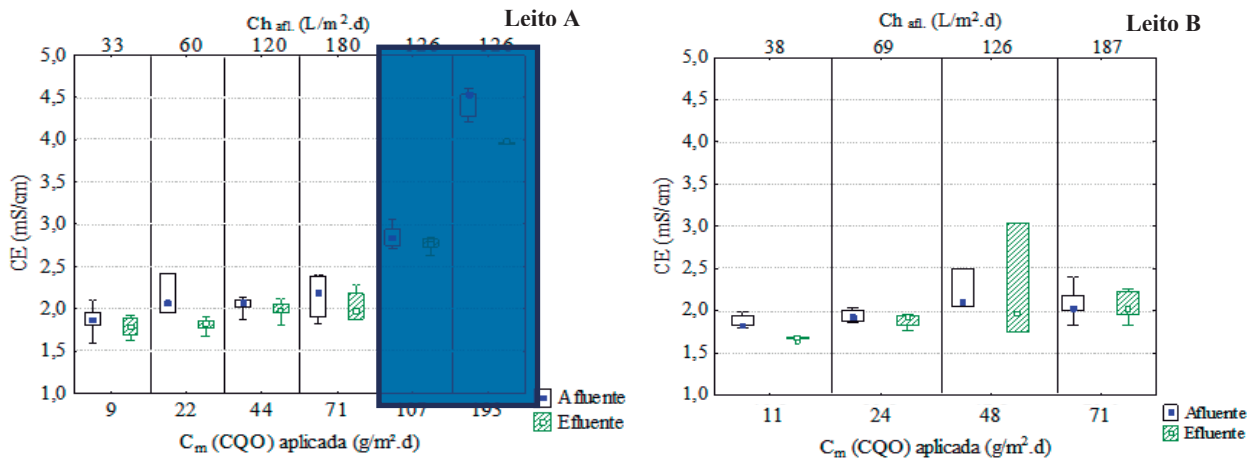


Gráfico 3 - Influência da Ch e da Cm na CE do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m)

Tal como aconteceu com o pH, também os valores CE não apresentaram variações entre afluente e o efluente, o que indica que durante a passagem do afluente pelos leitos a evapotranspiração e a precipitação dos sais presentes no interior dos leitos foi irrelevante, não se notando qualquer efeito da diferença de altura dos leitos ou dos diversos TRH entre cada leito.

A gama de CE a que a *Vetiveria zizanioides* foi sujeita foi menor que 8 mS/cm, considerado o limite a partir do qual a produtividade da planta começa a diminuir (Truong *et al.*, 2000).

Seguidamente é apresentado o Gráfico 4 referentes à influência da Cm (CQO) e da Ch no Eh em ambos os leitos.

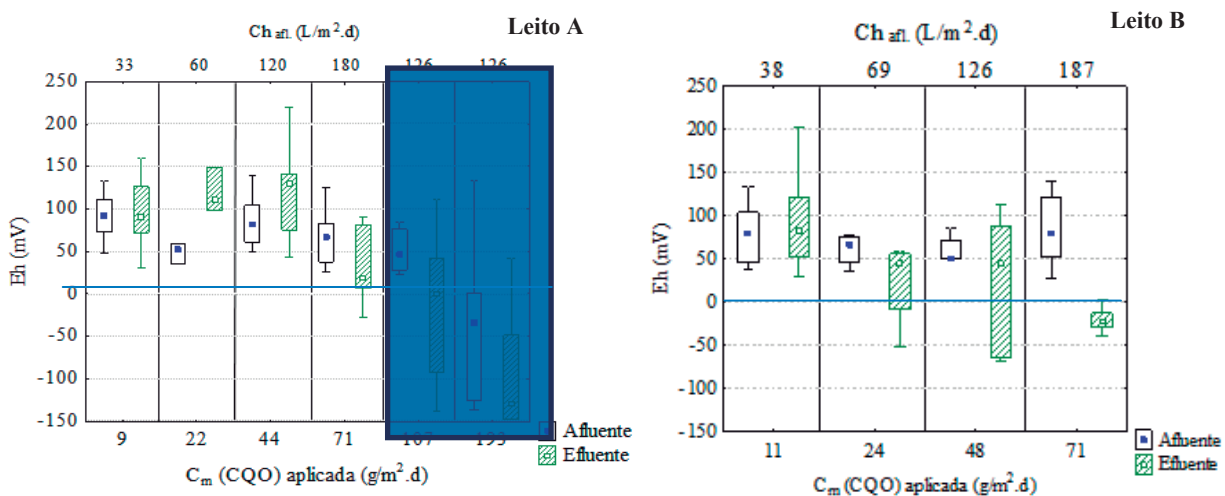


Gráfico 4 - Influência da Ch e da Cm no Eh do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70m e B – 0,35 m)

Quanto aos resultados de Eh apresentados no leito A, verificou-se que a partir de uma  $C_m$  (CQO) de  $71 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$  os valores do efluente relativamente ao afluente diminuíram mas sem significado estatístico ( $p < 0,05$ ).

Relativamente ao leito B os valores de Eh diminuíram a partir do segundo ensaio à medida que se aumentou a  $C_m$  (CQO) mas sem diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

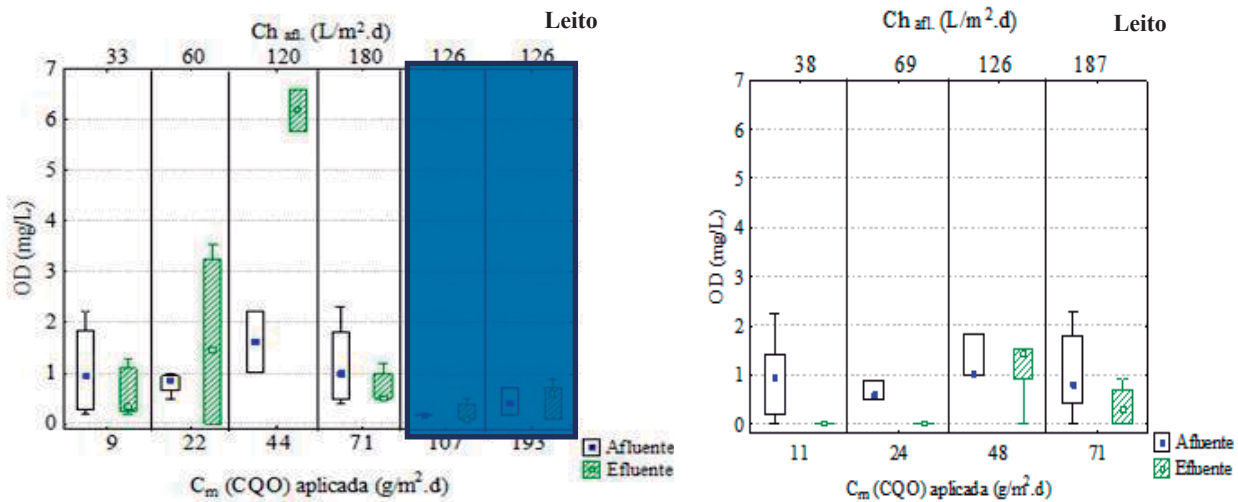
No entanto, nestes ensaios, ocorreram reacções em que se deu a transferência de electrões entre várias espécies químicas. Muitos dos processos bioquímicos que ocorrem no interior das ZHA são efectuados através de reacções de oxidação – redução, envolvendo transferência de electrões, sendo então necessários que existam substâncias capazes de os ceder e outras de os receber (ex.: oxidação da matéria orgânica).

O potencial redox é determinado pela concentração (actividade) das espécies oxidantes e redutoras presentes, é positivo em sistemas fortemente oxidantes e negativo em sistemas redutores (Reddy e DeLaune, 2008).

Ainda de acordo com estes autores, é quando os valores de Eh se situam entre 700 a 300 mV que ocorrem reacções aeróbias e, quando o potencial redox desce abaixo deste valor (300 mV) até próximo de zero, temos reacções de cariz facultativo. Para valores negativos ocorrem as reacções anaeróbias. Quando os valores de Eh são inferiores a 300 mV, estamos perante sistema com limitações de oxigénio, que foi a situação dos nos nossos ensaios, os valores de potencial redox à entrada dos leitos foram sempre positivos, mas inferiores a 300 mV (<150 mV), zona já não de completa aerobiose, mas onde ocorreram reacções de transferência de electrões, nomeadamente a formação de nitrato devido à oxidação do azoto amoniacal, entre outros. No entanto, nos ensaios realizados no âmbito do presente trabalho, o nitrato nunca esteve presente e o teor de  $\text{N-NH}_4^+$  era bastante baixo em todos os ensaios ( $0,5 < \text{N-NH}_4^+ < 23 \text{ mg/L}$ )

O Eh pode apresentar variações sazonais com temperatura e radiação solar, com o tempo de taxa de inundação dos leitos e respectiva altura de água (Hunt *et al.*, (2002); Hunt *et al.*, (2003)). O Eh está relacionado com o OD cuja solubilidade aumenta a baixas temperaturas, mas as ZHA são ecossistemas bastante complexos, onde ocorrem em simultâneo uma série de reacções, e como tal, nos nossos ensaios, a temperatura do ar, nos quatro primeiros ensaios variou de 10 a 17°C, pelo que não deve ter interferido com o Eh.

Para além de todos os parâmetros apresentados anteriormente, também foi estudada a influência da Ch e da  $C_m$  (CQO) na quantidade de OD nas amostras (Gráfico 5).



**Gráfico 5 - Influência da Ch e da Cm no OD do afluente e do efluente nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m)**

No leito A nota-se que a Ch aplicada exerce alguma influência no teor de OD no efluente (Ch de 60 e 120 L/m<sup>2</sup>.d). Quando a Ch aumenta de 33 L/m<sup>2</sup>.d para 60 e 120 L/m<sup>2</sup>.d o OD apresenta uma tendência para aumentar no efluente, apesar de ter ocorrido uma elevada remoção de matéria orgânica, como adiante veremos. No entanto, quando a Ch passa para 180 L/m<sup>2</sup>.d (C<sub>m</sub> de 71 g/m<sup>2</sup>.d) verifica-se que o leito diminui a sua capacidade de oxigenação.

No leito B (altura de 0,35 m) ocorreu em todos os ensaios diminuição de OD.

Nestes ensaios foi notória a influência da diferença da altura dos leitos. Assim, quando a aplicada Ch de 60 e 120 L/m<sup>2</sup>.d ao leito A conseguiu-se, devido ao movimento vertical do efluente que ocorreu no sistema, que este incorporasse o oxigénio necessário para a degradação aeróbia da matéria orgânica presente e ainda fosse excedente.

De salientar ainda que, apesar do leito A apresentar o dobro do TRH do leito B, este apresentou em todos os ensaios uma maior capacidade de oxigenação devido provavelmente à altura.

#### 4.1.4.2. Efeito da Ch e Cm de matéria orgânica (CQO e CBO<sub>5</sub>)

A capacidade de remoção de matéria orgânica foi avaliada através da determinação da C<sub>m</sub> (CQO) e da C<sub>m</sub> (CBO<sub>5</sub>) removidas, bem como das respectivas eficiências de remoção (determinada através do quociente entre a carga efluente e a carga afluente aos leitos).

Quanto à capacidade de remoção de CQO obtida no leito A e no leito B, são de seguida apresentados os Gráficos 6 e 7.

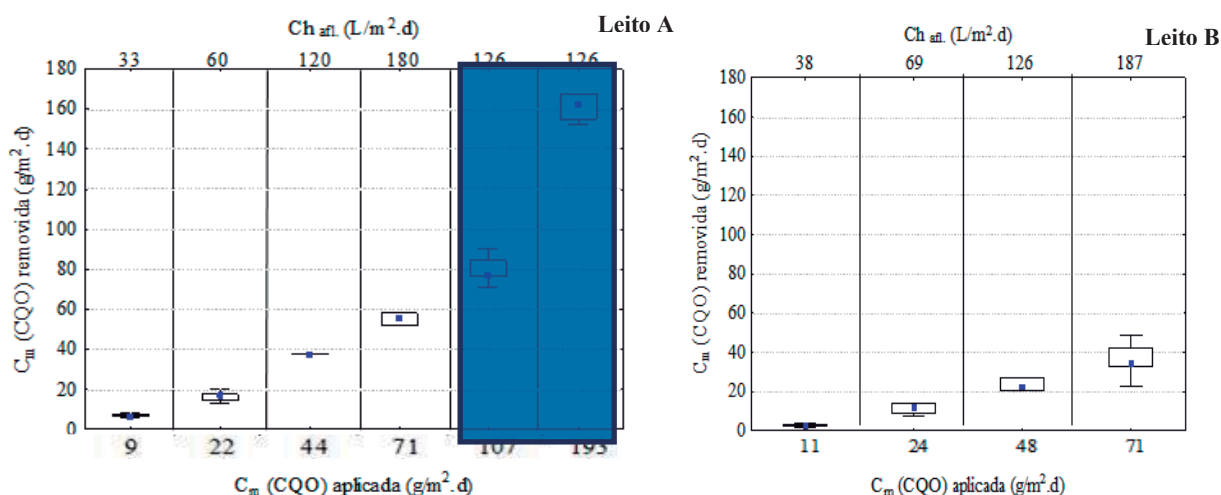


Gráfico 6 -  $C_m$  (CQO) removida em função da  $C_m$  (CQO) aplicada nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m)

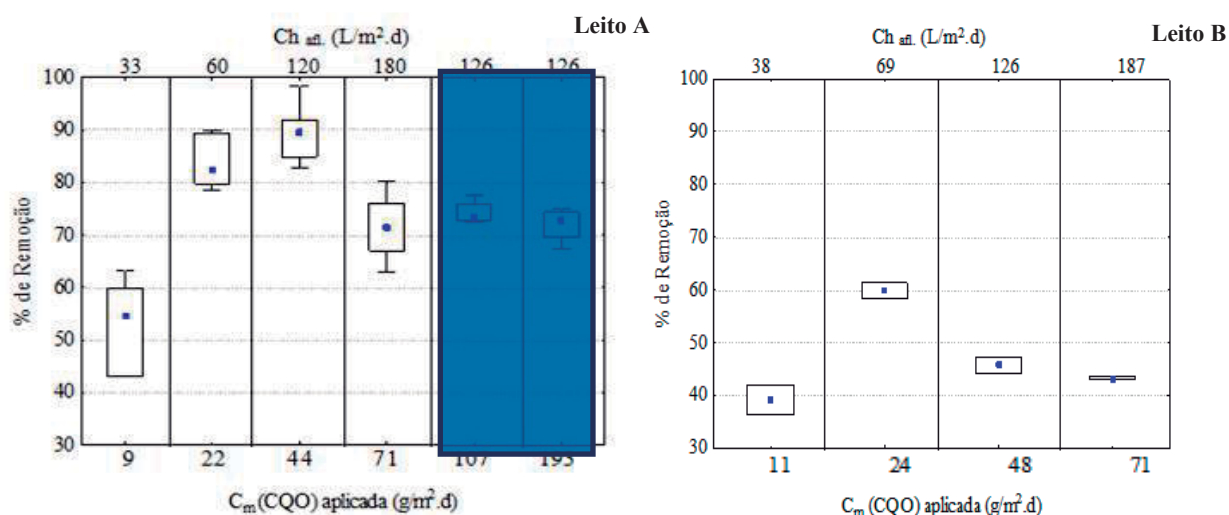


Gráfico 7 - Eficiências de remoção de CQO nos leitos A e B

Os leitos, para cada  $C_m$  de CQO aplicada, conseguiram sempre responder de acordo com uma cinética de primeira ordem (Gráfico 6) e, por isso, pode dizer-se que houve aumento da  $C_m$  removida em função da  $C_m$  aplicada e, através dos valores medianos apresentados nos Gráficos 5 e 6, pode dizer-se que houve aumento da  $C_m$  removida em função da carga mássica aplicada até uma  $Ch$  aplicada de 180 L/m<sup>2</sup>.d no leito A e de 187 L/m<sup>2</sup>.d no leito B, embora com  $C_m$  removidas em cada leito diferentes.

No leito A observou-se aquando da aplicação de uma  $C_m$  (CQO) de 44 g/m<sup>2</sup>.d as percentagens foram muito elevadas, chegando mesmo a ultrapassar os 90% e foi neste ensaio que se observou um aumento mais acentuado de OD no efluente, o que pode justificar a elevada eficiência de remoção, apesar do TRH de 5h ser bastante inferior aos valores referidos na literatura (superiores a 24h). No ensaio seguinte, efectuado com uma  $C_m$  mais elevada e

também maior Ch, a eficiência de remoção diminuiu para valores a rondar os 70% provavelmente porque o teor em oxigénio disponível diminuiu, pese o facto de a Ch ter aumentado. De referir ainda que também o facto de o TRH ter diminuído pode ter também contribuído para a diminuição da eficiência de remoção.

No leito B, a maior eficiência de remoção (aproximadamente 60%) ocorreu quando foi aplicada uma  $C_m$  (CQO) de  $24 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ . A partir dessa  $C_m$ , o leito começou a perder capacidade de remoção talvez devido ao facto do OD no efluente ter diminuído em todos os ensaios.

Para além disso, a remoção da matéria orgânica está também associada à presença de microrganismos aeróbios/facultativos, que eventualmente podem ser inibidos ou a sua actividade condicionada pela presença de OD. Pela observação dos resultados referentes ao OD, principalmente do leito B, verifica-se que ocorreram alguns ensaios na ausência de OD no afluente e no efluente e isto pode contribuir para a diminuição da capacidade de remoção observada neste leito mesmo a funcionar em escoamento vertical (maior reoxigenação).

Já no leito A, e devido ao tipo de escoamento utilizado (vertical), o percurso percorrido pelo afluente no leito contribuiu para a sua reoxigenação, pois como se pode observar no Gráfico 5, no ensaio efectuado com Ch de  $120 \text{ L/m}^2 \cdot \text{d}$ , foi aquele em que a percentagem de matéria orgânica foi maior e, em simultâneo, acresce o OD no efluente.

Mostra-se, através da análise dos resultados anteriores que a altura dos leitos tem uma grande influência na remoção da CQO, por um lado permite um maior TRH e em simultâneo uma maior entrada de OD, permitindo deste modo um maior contacto com a comunidade microbiana presente e com as plantas para que a oxidação da matéria orgânica ocorra.

Relativamente a efluentes de queijarias não foram desenvolvidos muitos trabalhos experimentais relativos ao tratamento efectuado por leitos de macrófitas, no entanto, segundo Arda Yalcuk (2012) esse tipo de tratamento apresenta elevadas percentagens de remoção, tendo obtido no seu estudo 70% de remoção de CQO e 80% de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , utilizando ZHA de FSSV e TRH de 4,2 dias, tempo este muito superior ao que foi utilizado no presente trabalho.

Também Farnet *et al.*, (2009) aplicou efluentes de uma queijaria a uma ZHA de FSS, obtendo eficiências de remoção de CQO de 90,75%, sendo o TRH de 24h.

Assim, as ZH de FSS podem ser consideradas como uma tecnologia eficiente para tratar efluentes com elevados teores de matéria orgânica, como é o caso dos efluentes provenientes da indústria do queijo (Farnet *et al.*, 2009)

De seguida são apresentados os gráficos referentes à  $CBO_5$ .

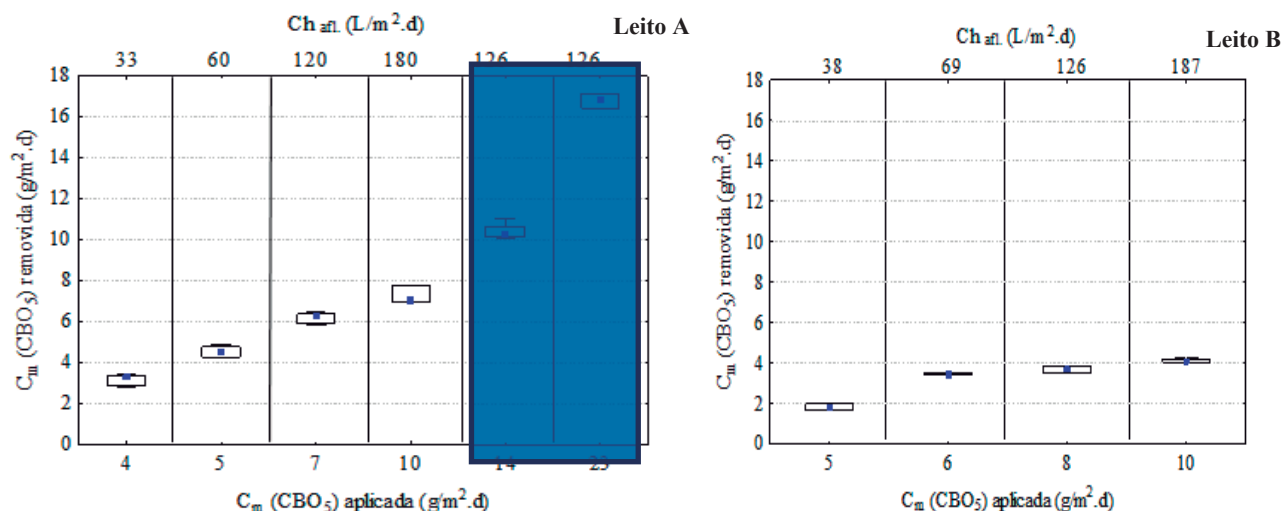


Gráfico 8 -  $C_m$  ( $CBO_5$ ) removida em função da  $C_m$  ( $CBO$ ) aplicada nos leitos A e B, com alturas de material de enchimento diferentes (A – 0,70 m e B – 0,35 m)

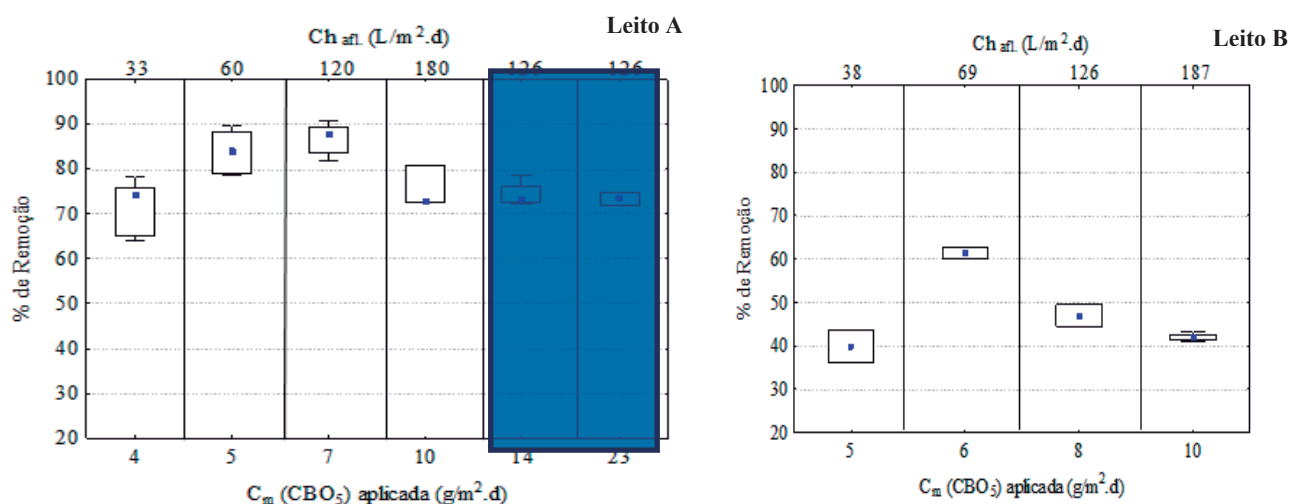


Gráfico 9 - Eficiências de remoção de  $CBO_5$  nos leitos A e B

Segundo os gráficos referentes à  $CBO_5$  (Gráficos 8 e 9) tem a dizer-se que o comportamento da eficiência de remoção é muito semelhante ao que acontece em relação à  $CQO$ . Assim, no leito A a  $Ch$  que melhores resultados obteve foi a de 120  $L/m^2.d$  e no leito B a maior percentagem de remoção ocorreu aquando da aplicação de uma  $Ch$  de 69  $L/m^2.d$ .

Comino *et al.*, (2011) tratou efluentes provenientes de uma queijaria em sistemas híbridos com TRH de 5 dias, com o objectivo de determinar a eficiência de remoção do sistema na



redução das concentrações de SST, CBO<sub>5</sub> e CQO, tendo obtido as seguintes percentagens de remoção: 61,89±22,94% de SST; 48,86±18,60% de CBO<sub>5</sub> e 66,49±11,47% de CQO.

Quanto ao leito A, pode dizer-se que a eficiência de remoção foi bastante elevada, cerca de 90%, tendo sido obtido uma C<sub>m</sub> removida até 6 g/m<sup>2</sup>.d.

#### 4.1.2.3. Remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N<sub>Kjeldahl</sub>

Para além da matéria orgânica (CQO e CBO<sub>5</sub>), analisou-se o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e o N<sub>Kjeldahl</sub> à entrada e saída do leito A e do leito B, funcionando a seis e quatro cargas hidráulicas diferentes, respectivamente.

No Gráfico 10 estão presentes os resultados relativos ao N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtidos no leito A e no leito B.

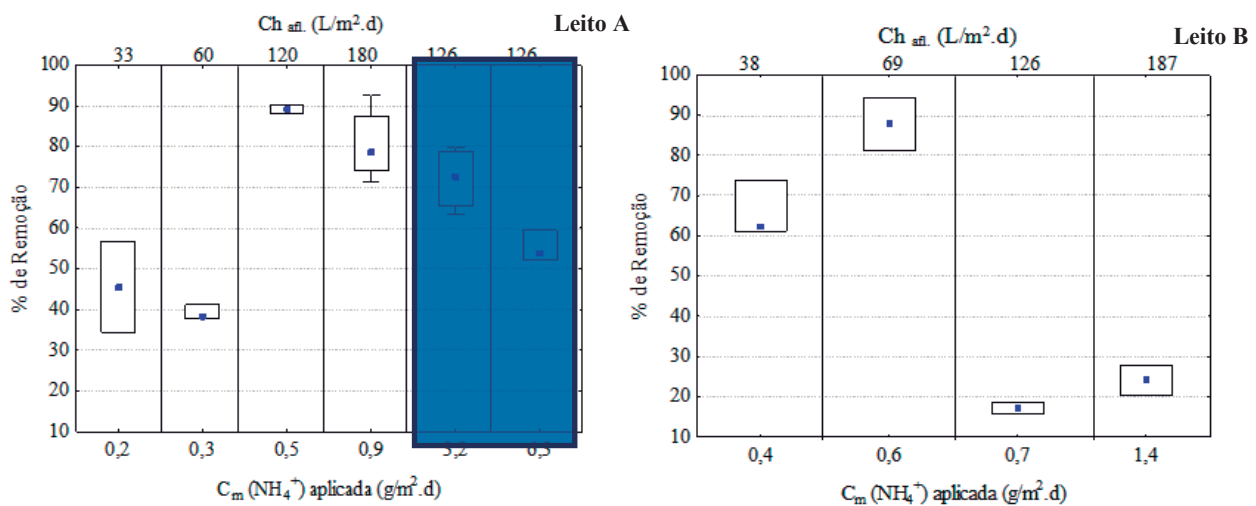


Gráfico 10 - Eficiências de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nos leitos A e B

Apesar das pequenas cargas de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aplicadas de 0,2 a 1,4 g/m<sup>2</sup>.d (inferiores a 10 mM, segundo Brix (2002)) observou-se que a sua remoção ocorreu. Genericamente, a sua remoção pode ser devido à assimilação pelas plantas, nitrificação, volatilização, adsorção pelo material de substrato e *anammox*. A volatilização foi pouco provável porque o pH de 7 a 8 obtido nestes ensaios, é inferior ao necessário para a sua volatilização e a temperatura do ar rondou valores de 10±3 a 17±2°C, não contribuindo para este mecanismo de remoção.

No entanto, parece-nos que a assimilação pelas plantas foi o mais provável porque elas apresentaram um bom crescimento e, apesar de a determinação de azoto na biomassa só ter sido efectuada no final dos ensaios, verificou-se que aumentou bastante.



No leito B pode ter ocorrido a remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  por oxidação anóxica com  $\text{NO}_2^-$  (*anammox*) uma vez que os ensaios foram praticamente efectuados sem OD. Contudo, nos ensaios com  $C_m$  de 0,7 e 1,4  $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ , a eficiência de remoção diminuiu bastante provavelmente porque o TRH foi de 2,5 e 1,5h, não permitindo um tempo de contacto suficiente entre os microrganismos e o efluente.

De referir ainda que não foi, contudo, o único mecanismo de remoção de azoto, pois o comportamento deste parâmetro nos dois leitos foi distinto sendo necessário o prosseguimento de mais estudos para avaliar os mecanismos que para tal podem ter contribuído.

Summerfelt *et al.*, (1999) efectuaram ensaios para tratar lamas de aquacultura, em ZHA plantadas com *Vetiveria zizanioides*, em dois sistemas, um com escoamento em modo vertical e outro horizontal, com uma concentração de  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  de  $234 \pm 20$  mg/L, tendo obtido 82% de percentagem de remoção.

Quanto ao  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  apresenta-se o Gráfico 11.

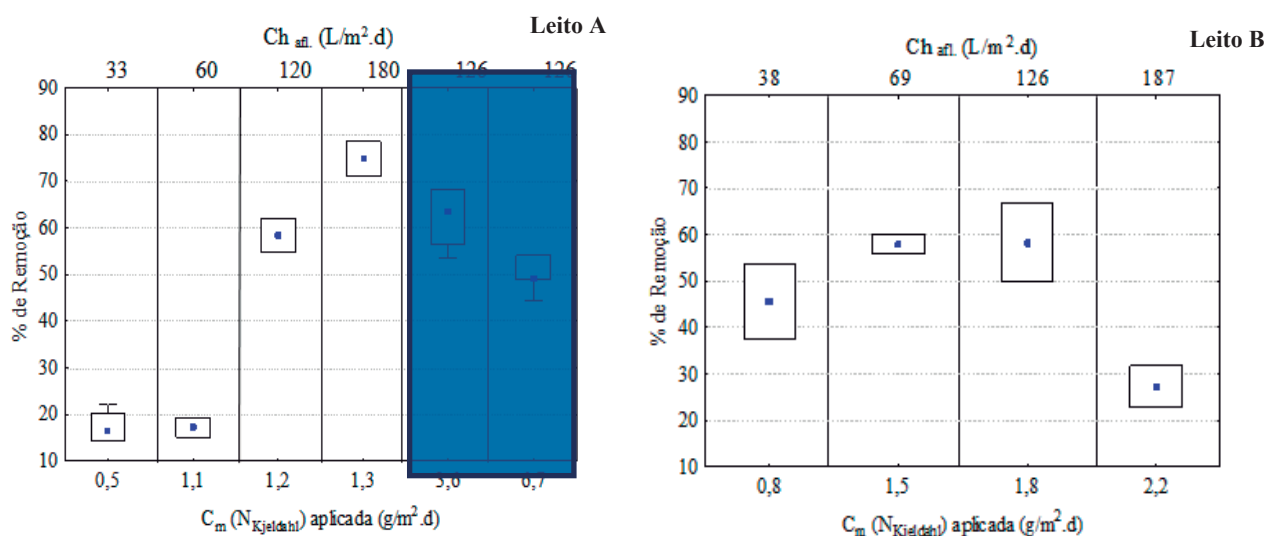


Gráfico 11 - Eficiências de remoção de  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  nos leitos A e B

O  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ , que se traduz no teor de  $\text{N-NH}_4^+$  e N (azoto orgânico) presentes numa amostra, também foi removido em todos os ensaios, sendo as percentagens de remoção semelhantes às referentes ao  $\text{N-NH}_4^+$ .

Knight *et al.*, (2000), efectuaram estudos em efluentes agropecuários para verificar a eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ , utilizando valores diferentes de Ch e de  $C_m$  de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ . Estes autores estudaram a eficiência de remoção de  $C_m$  ( $\text{NH}_4^+$ ) de 0,6  $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$  e de  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  de 4,4  $\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ , quando a Ch aplicada era de 3  $\text{L/m}^2\cdot\text{d}$  tendo sido obtidas eficiências de remoção

de 68%. Quando a Ch aplicada aumentou para 78 L/m<sup>2</sup>.d, bem como as respectivas C<sub>m</sub>, 46,6 g/m<sup>2</sup>.d de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 198,2 g/m<sup>2</sup>.d de N<sub>Kjeldahl</sub>, a eficiência de remoção para ambos os parâmetros foi de 64%.

#### 4.1.4.3. Avaliação da influência da C<sub>m</sub> sobre o desempenho do leito A

Neste subcapítulo serão então analisados os resultados que não foram comentados nos pontos anteriores, referentes à influência da C<sub>m</sub> aplicada ao leito A, sendo primeiramente apresentados os gráficos referentes ao pH, CE, Eh e OD relativos ao afluente e ao efluente.

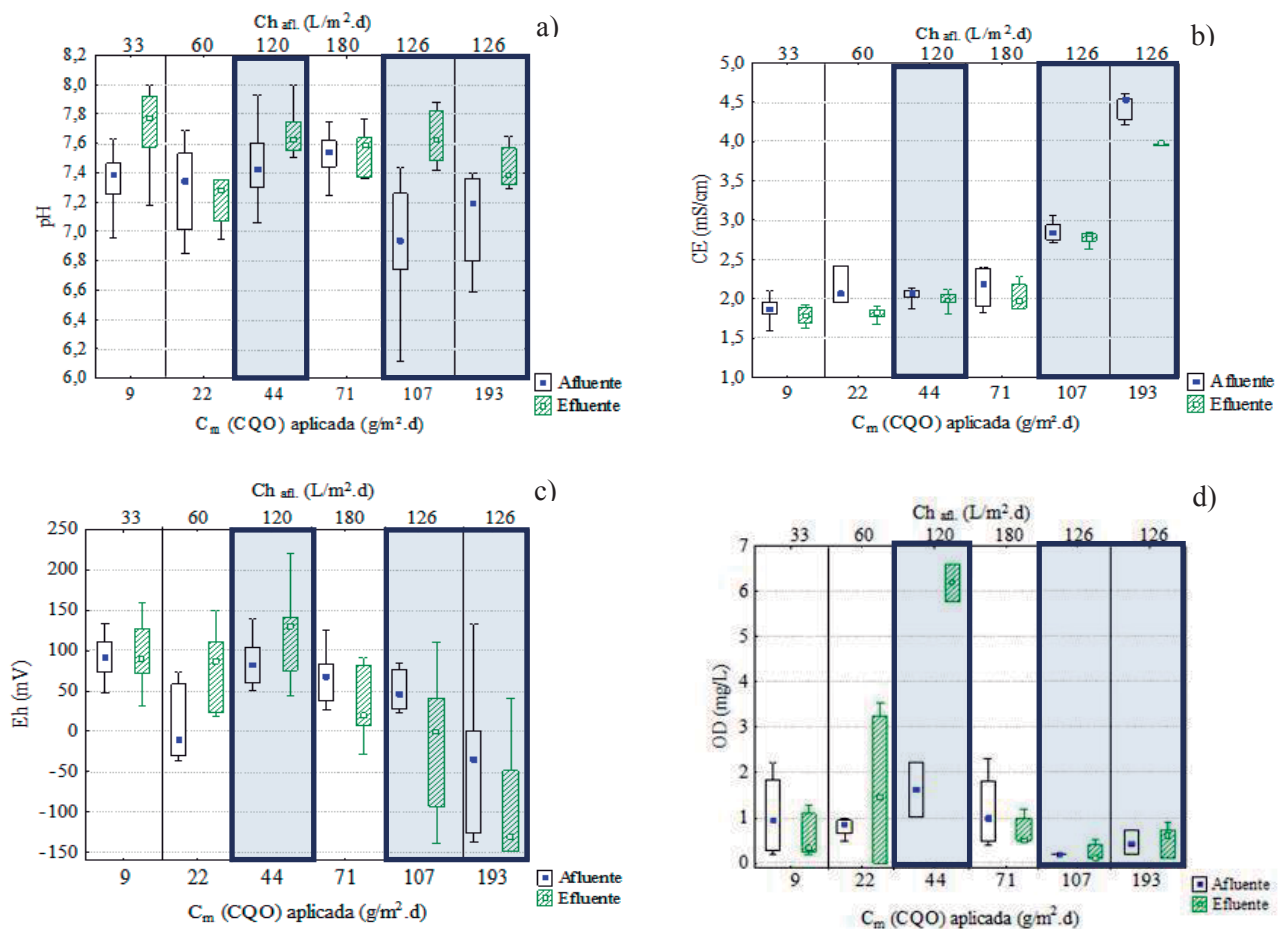


Gráfico 12 - Influência da C<sub>m</sub> aplicada ao leito A no pH (a), CE (b), Eh (c) e OD (d)

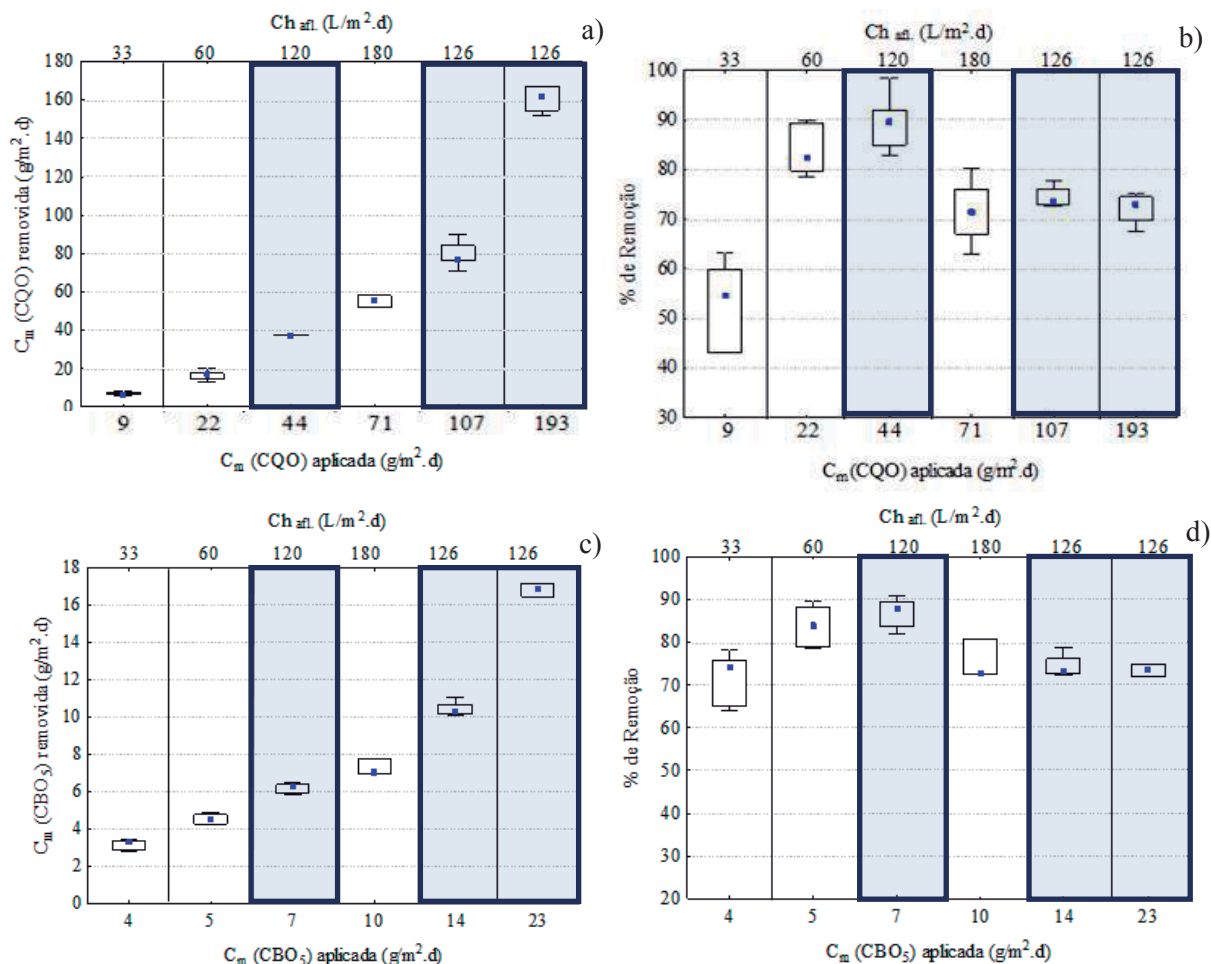
Relativamente ao pH, os valores não diferiram muito entre o afluente e o efluente e, por isso, pode dizer-se que o aumento de C<sub>m</sub> aplicada não influenciou este parâmetro.

Quanto à CE, verificou-se que aumentou até valores na ordem dos 4,5mS/cm, inferiores aos 8 mS/cm referidos por Truong *et al.* (2000), no entanto, nos ensaios efectuados com C<sub>m</sub> de 107 e 193 g/m<sup>2</sup>.d (2,5<CE<5) observou-se que o crescimento da planta foi bastante pequeno, o que provavelmente não se deve à CE aplicada mas antes a outras substâncias presentes no afluente (excesso de C<sub>m</sub> de CQO).

No que se refere ao OD, é notório nos ensaios efectuados com Ch de 126 L/m<sup>2</sup>.d que o aumento de C<sub>m</sub> de CQO levou a que o OD apresentasse alguma dificuldade de resposta, ou seja, com níveis de oxigénio muito próximos de zero.

Finalmente, no que concerne ao Eh, este diminuiu à saída mas sem diferenças significativas (p<0,05), situado na zona anóxica/anaeróbia tal como referido para o OD.

Relativamente à matéria orgânica (CQO e CBO<sub>5</sub>), são apresentados os gráficos 13 a) a 13 d).



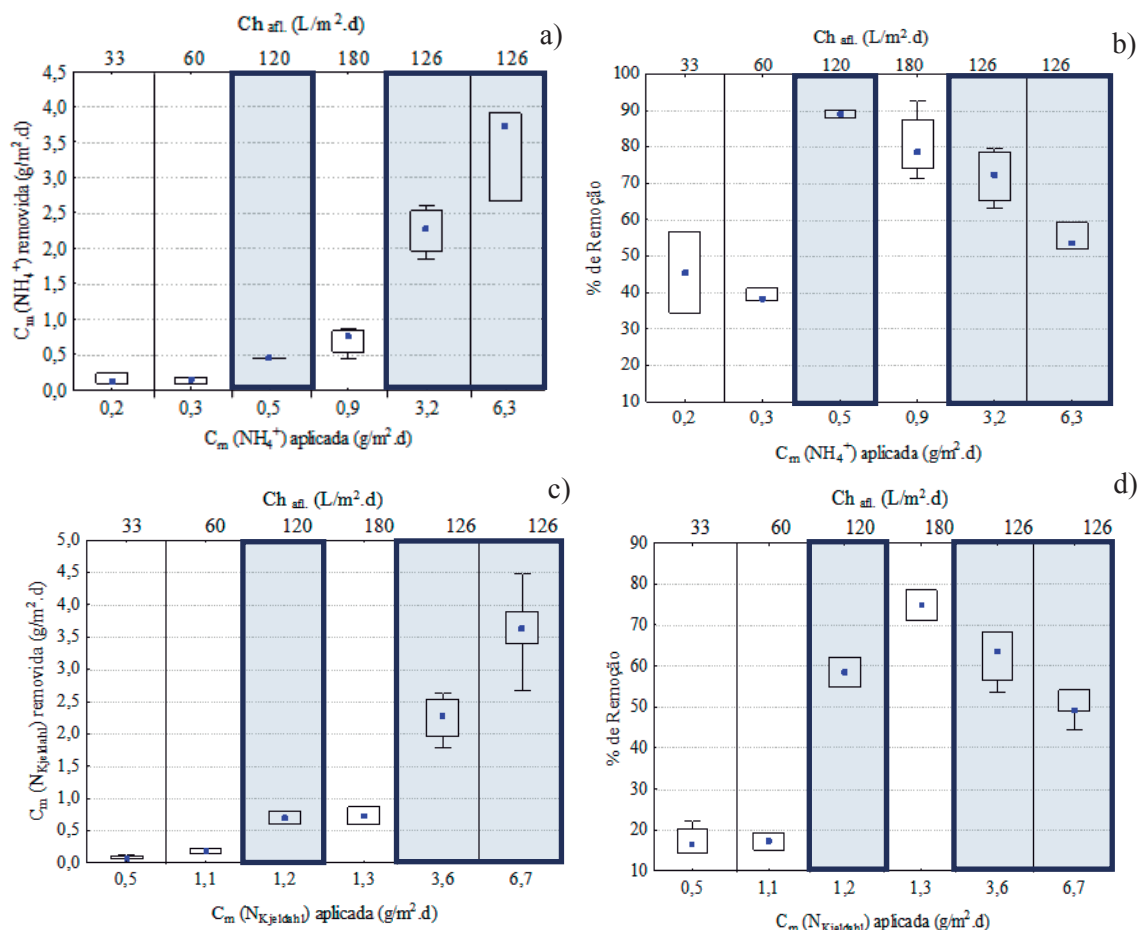
**Gráfico 13 - Influência da Cm aplicada ao leito A na remoção da matéria orgânica. a) C<sub>m</sub> (CQO) removida em função da C<sub>m</sub> (CQO) aplicada; b) Eficiência de remoção de CQO; c) C<sub>m</sub> (CBO<sub>5</sub>) removida em função da C<sub>m</sub> (CBO<sub>5</sub>) aplicada; d) Eficiência de remoção de CBO<sub>5</sub>**

Com base nos gráficos apresentados anteriormente observa-se que o aumento da C<sub>m</sub> de CQO e CBO<sub>5</sub> conduz à diminuição da eficiência de remoção, embora o leito continue a remover elevados teores de matéria orgânica.

Comparando a C<sub>m</sub> de 44 com a de 107 g/m<sup>2</sup>.d verifica-se que a eficiência de remoção diminuiu de 90% para 75%, mas quando da duplicação da C<sub>m</sub> (193 g/m<sup>2</sup>.d), a eficiência de remoção permaneceu praticamente constante.

Apesar de, quer o afluente quer o efluente, apresentarem teores baixos de OD e dos TRH de 5h, provavelmente, além da oxidação aeróbia da matéria orgânica, podem estar envolvidos outros mecanismos de remoção que urge identificar em trabalhos futuros.

Relativamente ao  $\text{N-NH}_4^+$  e ao  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$  apresentam-se os seguintes gráficos:



Com base nos gráficos anteriormente apresentados, verifica-se que, provavelmente, o azoto foi assimilado pelas plantas uma vez que ocorreu grande remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e porque a nitrificação tem poucas probabilidades de ocorrer dado que o OD foi inferior a 4 mg/L, necessário para a nitrificação, o efluente não apresentava nitrato e o teor de matéria orgânica muito elevado e impedia o desenvolvimento da comunidade nitrificante.

Nas tabelas seguintes são resumidos os resultados anteriormente comentados e ilustrados através dos gráficos.

Tabela 9 – Valores médios das cargas mássicas, referentes ao afluente e efluente no leito A, em função da Ch aplicada

	33 L/m <sup>2</sup> .d		60 L/m <sup>2</sup> .d		120 L/m <sup>2</sup> .d		180 L/m <sup>2</sup> .d		126 L/m <sup>2</sup> .d		126 L/m <sup>2</sup> .d	
	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (aplicada) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (removida) (g/m <sup>2</sup> .d)
CQO (g/m <sup>2</sup> .d)	9±2	7±1	22±6	15±5	44±11	41±7	71±13	68±15	107±38	80±10	193±30	157±7
CBO <sub>5</sub> (g/m <sup>2</sup> .d)	4±1	3±0,3	5±3	4±0,2	7±3	6±0,3	10±2	7±0,5	14±2	10±0,4	23±4	17±0,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g/m <sup>2</sup> .d)	0,2±0,2	0,1±0,1	0,3±0,1	0,1±0,1	0,5±0,3	0,5±0,1	0,9±0,4	0,7±0,2	3,2±0,3	2,2±0,3	6,3±1,3	3,4±0,7
N <sub>Kjeldahl</sub> (g/m <sup>2</sup> .d)	0,5±0,1	0,1±0,1	1,1±0,1	0,4±0,1	1,2±0,1	0,8±0,2	1,3±0,3	0,7±0,2	3,6±0,2	2,2±0,5	6,7±1,3	3,7±0,9

Tabela 10 – Percentagens de remoção possíveis de obter no leito A em função da Ch aplicada

	33 L/m <sup>2</sup> .d	60 L/m <sup>2</sup> .d	120 L/m <sup>2</sup> .d	180 L/m <sup>2</sup> .d	126 L/m <sup>2</sup> .d	126 L/m <sup>2</sup> .d
	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção
CQO	52,8±9,3	83,8±4,9	89,5±5,5	71,5±7,1	75,5±2,3	72,1±3,4
CBO <sub>5</sub>	71,5±6,5	83,9±4,5	86,6±3,8	75,4±4,7	74,3±2,6	73,4±1,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	45,5±15,7	39,1±1,9	89,2±1,6	80,9±9,1	72,1±7,9	55,0±3,9
N <sub>Kjeldahl</sub>	17,3±3,6	17,2±3,0	58,5±5,1	74,9±5,3	62,2±7,2	51,9±7,0

Tabela 11 – Valores médios das cargas mássicas, referentes ao afluente e efluente no leito B, em função da Ch aplicada

	38 L/m <sup>2</sup> .d		69 L/m <sup>2</sup> .d		126 L/m <sup>2</sup> .d		187 L/m <sup>2</sup> .d	
	C <sub>m</sub> (afluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (efluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (afluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (efluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (afluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (efluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (afluente) (g/m <sup>2</sup> .d)	C <sub>m</sub> (efluente) (g/m <sup>2</sup> .d)
CQO (g/m <sup>2</sup> .d)	11±5	4±1	24±6	14±0,2	48±15	21±1	71±12	33±2
CBO <sub>5</sub> (g/m <sup>2</sup> .d)	5±3	2±0,2	6±2	3±0,1	8±3	4±0,3	10±3	4±0,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g/m <sup>2</sup> .d)	0,4±0,2	0,2±0,1	0,6±0,2	0,5±0,1	0,7±0,4	0,3±0,1	1,4±0,9	0,5±0,2
N <sub>Kjeldahl</sub> (g/m <sup>2</sup> .d)	0,8±0,1	0,4±0,1	1,5±1,3	0,8±0,1	1,8±0,2	1,1±0,2	2,2±0,1	0,6±0,1

Tabela 12 – Percentagens de remoção possíveis de obter no leito B em função da Ch aplicada

	38 L/m <sup>2</sup> .d	69 L/m <sup>2</sup> .d	126 L/m <sup>2</sup> .d	187 L/m <sup>2</sup> .d
	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção	% de Remoção
CQO	39,8±4,2	59,2±0,7	44,3±2,8	42,2±2,9
CBO <sub>5</sub>	39,8±5,2	61,5±1,8	47,0±3,6	41,9±0,2
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	65,8±7,0	87,7±9,5	17,2±2,2	24,1±5,3
N <sub>Kjeldahl</sub>	45,6±11,5	58,0±3,0	58,3±11,8	27,3±6,4

## 4.2. Estudo da aplicação da água residual pré-tratada em fertirrega

Com base nos estudos apresentados por Carvalho et al., 2012, verificou-se que a reutilização das ARIQ em fertirrega em culturas de tomate (espécies Rio Grande e Roma) conduz ao incremento nutricional do mesmo, nomeadamente no que concerne ao teor de potássio e proteínas, bem como à maior resistência da epiderme.

Tendo em conta a localização da queijaria Guilherme numa zona serrana com poucos recursos hídricos procedeu-se ao estudo da viabilização da utilização da água residual pré-tratada com a água da chuva na produção de fertirrigantes.

No presente estudo, procedeu-se primeiramente à caracterização da água residual pré-tratada (apresentada anteriormente na Tabela 4 no Capítulo 3) e de seguida procedeu-se à análise das amostras da água da chuva, obtendo-se os seguintes resultados:

**Tabela 13 – Caracterização da água da chuva e comparação com os resultados obtidos por May (2004)**  
(Média ± Desvio Padrão)

Parâmetros	Setembro/2011	Outubro/2011	Março/2012	Mistura das 3 amostras de água da chuva	Resultados obtidos por May (2004)
pH	6,5±0,1	6,8±0,2	6,7±0,2	6,6±0,1	6,9±0,6
Condutividade (µS/cm)	33,4±1,3	70,3±2,0	45,3±1,7	50,3±1,2	61,8±38
Redox (mV)	153±2	154±4	165±4	163±2	-
220 nm	0,268±0,008	0,455±0,008	0,233±0,005	0,331±0,016	-
254 nm	0,023±0,003	0,050±0,007	0,084±0,006	0,042±0,003	-
292 nm	0,014±0,002	0,032±0,002	0,053±0,002	0,024±0,002	-
[Ca <sup>2+</sup> ] (mg/L)	< 2	< 2	< 2	< 2	11,8±8
[Mg <sup>2+</sup> ] (mg/L)	2,1±0,5	3,1±0,5	3,7±0,9	5,3±0,5	1,1±1
N <sub>Kjeldahl</sub> (mg N/L)	0,25±0,04	0,26±0,02	0,57±0,04	0,42±0,01	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/L)	0,21±0,02	0,19±0,04	0,56±0,04	0,38±0,01	-
P (mg P/L)	227,4±49,9	253±28,7	182±20,4	230,9±2,2	-
K <sup>+</sup> (mg K/L)	1,3±0,2	1,8±0,6	1,7±0,4	2,1±0,1	-
Na <sup>+</sup> (mg Na/L)	1,8±0,6	2,2±1,0	2,5±0,6	2,9±1,6	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	3,4±1,5	4,8±1,6	1,0±0,3	3,4±0,5	3,6±3
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	8,4±2,1	9,6±2,1	9,6±2,1	8,4±2,1	8,0±4
ST (mg/L)	60±10	90±10	70±10	70±20	65±49
SST (mg/L)	10±6	10±2	8±4	5±4	28±33
SDT (mg/L)	30±2	45±4	40±2	40±2	37±38
SVT (mg/L)	25±4	30±3	25±2	28±4	45±39
CQO (mg O <sub>2</sub> /L)	40±2	21±2	24±2	29 ±3	-
Oxigénio Dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L)	6,0±1,3	5,4±0,9	5,2±0,2	6,1±0,2	19,7±15

Com base nas análises realizadas à água da chuva e, comparando os resultados obtidos no presente estudo com os obtidos por May (2004), verifica-se que May (2004) obteve concentrações superiores de  $\text{Ca}^{2+}$ , SST, SVT e OD nas amostras recolhidas nos reservatórios e provenientes do escoamento dos telhados.

Como já foi referido anteriormente, no desenvolvimento do fertirrigante, foram estabelecidos seis níveis de CE de forma a alargar a utilização deste fertirrigante a uma maior gama de culturas e, na Tabela 14, estão presentes os resultados obtidos relativos à caracterização físico-química dos seis fertirrigantes.

**Tabela 14 – Caracterização Físico-química dos 6 Fertirrigantes preparados a partir da água Residual Pré-tratada e da água da chuva (F1, F2, F3; F4, F5; F6).**

Parâmetros	F1	F2	F3	F4	F5	F6	Decreto-Lei n.º236/98	
							Rega	
							VMR	VMA
pH	12,5±0,1	12,3±0,1	12,2±0,1	12,1±0,1	12,0±0,1	10,9±0,1	6,5-8,4	4,5-9,0
CE (mS/cm)	3,0	2,5	2,0	1,5	1,0	0,5	1	-
Eh (mV)	-82±2	-56±4	-41±4	-30±1	113	129±6	-	-
254 nm	0,433±0,001	0,312±0,002	0,272±0,004	0,238±0,006	0,187±0,001	0,145±0,011	-	-
292 nm	0,274±0,001	0,210±0,003	0,188±0,003	0,140±0,002	0,105±0,001	0,069±0,003	-	-
$\text{CO}_3^{2-}$ (mg/L)	212,8±2,8	195,2±2,8	161,6±5,5	137,6±2,8	73,6±2,8	41,6±7,3	-	-
$\text{HCO}_3^-$ (mg/L)	14,6±2,4	12,2±4,2	8,9±1,4	8,1±1,4	3,3±1,4	2,4	-	-
$\text{Ca}^{2+}$ (mg/L)	304,8±1,4	253,3±1,6	202,6±0,8	146,9±0,8	98,2±1,1	34,3±1,3	-	-
$\text{Mg}^{2+}$ (mg/L)	10,3±0,9	9,1±0,2	6,8±1,1	5,4±0,9	< 3	< 3	-	-
$\text{N}_{\text{Total}}$ (mg N/L)	53,7±1,0	40,4±0,7	30,9±0,7	22,0±0,4	15,4±0,4	5,7±0,7	-	-
$\text{NH}_4^+$ (mg N/L)	32,5±0,2	27,0±0,2	20,7±0,5	14,0±0,2	9,5±0,3	4,4±0,3	-	-
P (mg/L)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	-	-
$\text{K}^+$ (mg/L)	35,5±0,8	33,3±0,9	25,3±0,5	18,1±0,3	10,9±0,2	4,5±0,3	-	-
$\text{Na}^+$ (mg/L)	452,2±1,2	370,5±0,8	319,2±0,8	227,9±0,3	148,8±0,3	70,3±0,3	-	-
$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	50	-
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	480,5±2,1	417,5±2,1	331,8±2,1	228,3±3,6	144,9±2,1	64,3±1,7	70	-
ST (mg/L)	2112±130	1578±114	1301±98	1070±124	788±41	374±5	-	-
SST (mg/L)	52±4	36±4	29±2	25±2	17±5	17±2	60	-
SDT (mg/L)	1255±225	885±217	750±139	655±115	543±38	259±20	640	-
SVT (mg/L)	753±151	613±97	504±73	359±33	241±13	115±12	-	-
CQO (mg O <sub>2</sub> /L)	1360±50	998±67	876,7±16,7	671±35	390±13	204±7	-	-
OD (mg O <sub>2</sub> /L)	7,8±0,2	7,5±0,2	6,97±0,06	6,6±0,2	6,3±0,2	5,5±0,2	-	-
Óleos e Gorduras (mg/l)	26±12	21±9	15±7	10±10	7±5	< 4	-	-
SAR	6,9±0,0	6,2±0,0	6±0,0	5,0±0,0	4,1±0,0	3,2±0,0	8	-



Com base na Tabela 14 verifica-se que todos os valores cumprem com os valores legislados no Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto à excepção do pH. A partir de resultados obtidos por Carvalho *et al.* (2012), em ensaios de neutralização natural aplicados à água residual pré-tratada, foi testado neste trabalho a sua validade, após a mistura desta água com água da chuva. Assim, foi realizado um ensaio de decaimento de pH, que consistiu na neutralização natural dos fertirrigantes preparados a partir da água residual tratada e da água da chuva (F1 a F6), e obtiveram-se os resultados presentes no Gráfico 15.

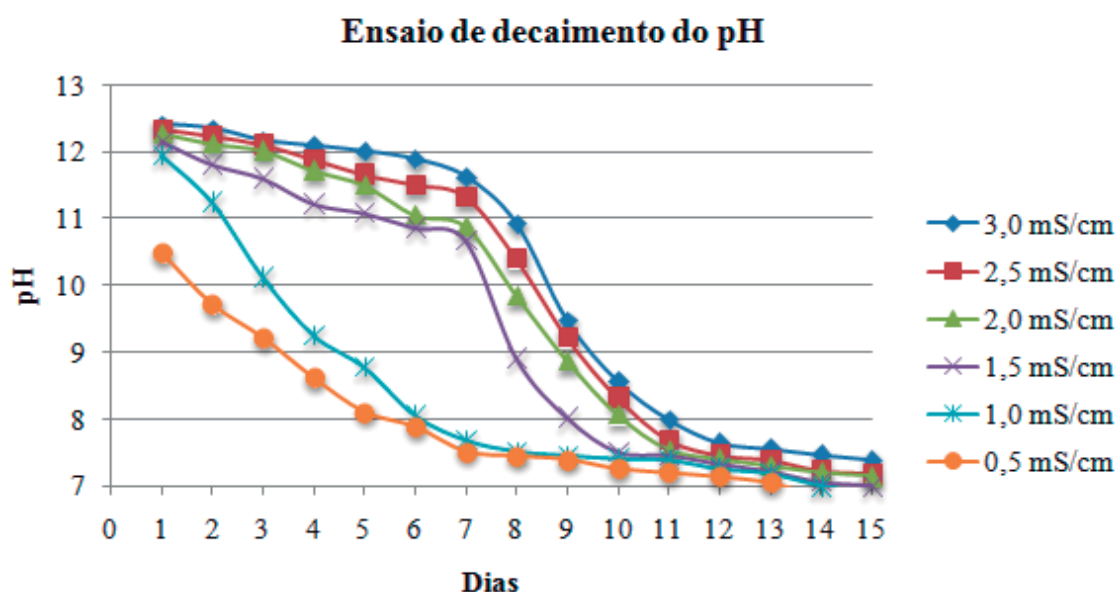


Gráfico 15 – Ensaio de decaimento do pH

Com base no gráfico apresentado, verifica-se que a partir do 11º dia de neutralização, todas as amostras atingiram valores de pH abaixo de 8 e, a partir daí estabilizaram, sendo possível cumprir com os valores estabelecidos no Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto.

Este ensaio veio comprovar que é possível estabilizar o pH, quer antes da preparação do fertirrigante quer após a sua preparação. A validade dos resultados obtidos é de extrema importância para a implementação deste projecto em situações reais, já que permite a preparação dos fertirrigantes em duas situações distintas:

- Adição de água de rega a água residual pré-tratada e após estabilização química;
- Adição de água de rega a água residual pré-tratada seguido de estabilização química.

De forma a serem obtidas os seis fertirrigantes (F1 a F6) com diferentes valores de CE, foi adicionado um determinado volume de água da chuva a um litro da água residual pré-tratada e esses volumes são apresentados na Tabela 15.

Tabela 16 – Volumes de água da chuva gastos na obtenção dos seis fertirrigantes

	Condutividade (mS/cm)					
	3,0	2,5	2,0	1,5	1,0	0,5
Volume de água residual pré-tratada (L)	1	1	1	1	1	1
Volume da chuva (L)	0,38	0,62	1,02	1,76	3,21	8,60

Seguidamente é apresentada a Tabela 16 que corresponde aos resultados obtidos pela Equipa de Investigação da ESAB.

Tabela 17 – Volumes gastos de água da rede pública para atingir os diferentes valores de CE (Resultados obtidos pela Equipa de Investigação)

(Carvalho *et al.*, 2011)

	CE (mS/cm)				
	1,7	2,3	3,4	5,0	10,0
Volume de água residual pré-tratada (L)	1	1	1	1	1
Volume de água da rede pública (L)	49	21	9	4	1

No estudo apresentado anteriormente efectuado com água residual pré-tratada de CE média aproximada de 13 (4 vezes maior do que a apresentada pela água do presente estudo) e com água da rede pública de CE aproximada de 1,44 mS/cm (Prazeres *et al.* 2011), verifica-se que foram utilizados volumes muito superiores para a obtenção dos fertirrigantes (Tabela 16).

Após avaliadas as necessidades volumétricas para cada fertirrigante, procedeu-se ao estudo da capacidade de recolha de água na Queijaria Guilherme.

Segundo informações prestadas pelo proprietário da queijaria Guilherme, a área total de telhado é de 1000 m<sup>2</sup>, sendo 500 m<sup>2</sup> de telha metálica, 300 m<sup>2</sup> de telha lusa (cerâmica) e 200 m<sup>2</sup> de zona impermeabilizada com cimento e a área de piso impermeabilizado é de 2500 m<sup>2</sup>. Assim, serão depois assumidos os coeficientes de escoamento segundo o material da superfície de recolha.

Por fim, e com base nos resultados referentes à precipitação mensal em 2010 (Tabela 17) ocorrida região de Serpa, cedidos pelo Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio (COTR)

à queijaria Guilherme, é possível determinar o volume de água da chuva que é possível recolher em cada mês.

**Tabela 18 – Precipitação ocorrida na região de Serpa nos anos de 2003 a 2010**  
(COTR, 2011) (Anexo II)

	Precipitação (mm)								
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Média
<b>Janeiro</b>	46,6	29,2	0,2	52,8	31,7	56,6	97,9	97,3	<b>51,5375</b>
<b>Fevereiro</b>	72,2	58	10	33,6	46,9	80,2	66	123,7	<b>61,325</b>
<b>Março</b>	37	28	16,4	82	7,5	20,3	11,2	69,9	<b>34,0375</b>
<b>Abril</b>	50,8	8,2	5,2	26,8	66,2	87	21,2	83,9	<b>43,6625</b>
<b>Mai</b>	8	33,2	32,4	0	52,7	32,3	18,8	12,6	<b>23,75</b>
<b>Junho</b>	1,6	3,6	0	109,2	19,5	0	13,7	17,3	<b>20,6125</b>
<b>Julho</b>	1,4	0,6	0	0,6	0,2	3,8	3,1	0	<b>1,2125</b>
<b>Agosto</b>	0	11,6	0,4	20,5	11,4	0	0	0	<b>5,4875</b>
<b>Setembro</b>	25,8	3,4	0,2	31	36,7	45,2	35,7	1,9	<b>22,4875</b>
<b>Outubro</b>	95,6	93,8	94,2	180,9	97,2	39,2	51,7	107,3	<b>94,9875</b>
<b>Novembro</b>	100,2	7,6	105,8	97,6	36,5	26,5	15,7	53	<b>55,3625</b>
<b>Dezembro</b>	56,8	22,2	51,4	41,9	15,3	45,6	211,6	150	<b>74,35</b>
<b>TOTAL</b>	496	299,4	316,2	676,9	421,8	436,7	546,6	716,9	<b>488,8125</b>

Na Tabela 17 verifica-se que foi no ano de 2010 que choveu mais, ou seja, é esse ano que será tido em conta para as necessidades volumétricas do fertirrigante e para os cálculos efectuados relativos ao dimensionamento.

De forma a serem obtidas as diferentes amostras de fertirrigante e, tendo em conta os resultados mais recentes (2010) referentes à precipitação mensal, foram calculados os volumes mensais de água da chuva que são possíveis de recolher (Tabela 18), tendo por base na fórmula de Tomaz (1998) e os coeficientes de *Runoff* presentes na Tabela 3 (Cap. 2, ponto 2.5.1.).

$$Q = P \times A \times C$$

Sendo:

Q – Volume máximo mensal (m<sup>3</sup>)

P – Precipitação média mensal (m)

A – Área de recolha (m<sup>2</sup>)

C – Coeficiente de *Runoff*

Assim, foram considerados os seguintes coeficientes de *Runoff* para cada área de recolha da queijaria Guilherme:

- 0,85, para a área de telha metálica;

- 0,80, para a área correspondente à telha lusa (cerâmica);
- 0,95, para a área impermeabilizada com cimento.
- 0,95, para o piso impermeabilizado.

Na Tabela 18 constam os volumes de água da chuva que são possíveis de recolher consoante a área disponível.

**Tabela 19 – Volumes mensal de água da chuva possíveis de recolher**

Meses	Precipitação em 2010 (m)	Volume mensal (m <sup>3</sup> )				TOTAL
		Telha metálica	Telha lusa	Cimento	Piso impermeabilizado	
<b>Janeiro</b>	0,097	41,353	23,352	18,487	231,0875	314,279
<b>Fevereiro</b>	0,124	52,573	29,688	23,503	293,7875	399,551
<b>Março</b>	0,070	29,708	16,776	13,281	166,0125	225,777
<b>Abril</b>	0,084	35,658	20,136	15,941	199,2625	270,997
<b>Maio</b>	0,013	5,355	3,024	2,394	29,925	40,698
<b>Junho</b>	0,017	7,353	4,152	3,287	41,0875	55,879
<b>Julho</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Agosto</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Setembro</b>	0,002	0,808	0,456	0,361	4,5125	6,137
<b>Outubro</b>	0,107	45,603	25,752	20,387	254,8375	346,579
<b>Novembro</b>	0,053	22,525	12,720	10,070	125,875	171,19
<b>Dezembro</b>	0,150	63,750	36,000	28,500	356,25	484,5
<b>Total</b>	<b>0,717</b>	<b>304,6825</b>	<b>172,056</b>	<b>136,211</b>	<b>1702,638</b>	<b>2315,587</b>

Com base na Tabela 18 verifica-se que é possível recolher, por ano, **2315,587 m<sup>3</sup>/ano** de água da chuva.

Dado que a produção de efluentes provenientes da queijaria Guilherme é de 20 m<sup>3</sup>/dia (440 m<sup>3</sup>/mês, admitindo que são produzidos efluentes em 22 dias de cada mês) e, segundo os volumes calculados de água da chuva que é possível recolher, torna-se necessário verificar se o projecto é ou não viável. No entanto, importa referir dos 20 m<sup>3</sup>/dia de efluentes produzidos na queijaria Guilherme, 10% são perdidos no pré-tratamento e 10% são lamas. Importa também referir que foi considerado um valor respeitante às perdas por evaporação, tendo sido de 20%. Assim, o volume total de efluente que pode ser reutilizado na rega é de 3130,6 m<sup>3</sup>/ano.

Na Tabela 19 constam os volumes de água da chuva necessários para a obtenção dos seis fertilizantes.

Tabela 20 – Volumes de água da chuva necessários para os fertirrigantes

	Volume água residual (m <sup>3</sup> /ano)	Volume de água da chuva (m <sup>3</sup> /ano)
F1	3130,6	1203,8
F2		1964,0
F3		3231,2
F4		5575,3
F5		10168,6
F6		27243,1

Na tabela anteriormente apresentada, verifica-se que apenas é possível obter dois dos fertirrigante (F1 e F2) e, por isso, as culturas a instalar têm de ser tolerante a CE de 3,0 e 2,5 mS/cm (Tabela 20).

Tabela 21 - Tolerância à CE e necessidades hídricas anuais de algumas culturas, às quais podem ser aplicados os dois fertirrigantes (F1 e F2)

Cultura	CE (mS/cm)	Necessidades hídricas anuais (m <sup>3</sup> /ha)
Tomate	2,5(a)	6700(a)
Beterraba	4,0(a)	3500(a)
Cártamo	3,5(b)	4500(c)
Sorgo	2,7(b)	5500(c)
Soja	3,3(b)	6000(d)
Trigo	4,0(b)	2500(d)

a) Pinto, 2008

b) Fipps, 1990

c) [www.ajap.pt](http://www.ajap.pt)

d) <http://www.dgadr.pt/rec-hid/nec-hidricas-culturas>

Com base nos valores de CE, nas necessidades hídricas anuais (expressas em m<sup>3</sup>/ha, ou seja, necessidades para 1 ha de terreno) e nos resultados obtidos, pode dizer-se que, com o volume de fertirrigante de 5446,2 m<sup>3</sup>/ano (volume anual de efluente residual pré-tratada e quantidade de água que é possível de recolher), é possível responder às necessidades hídricas das culturas de beterraba, cártamo e trigo. Assim, e visto que o proprietário da queijaria possui 3 ha de terreno, importa referir que, segundo o que foi dito anteriormente e consoante a cultura a ser instalada área agrícola, é possível regar, no caso de se implementar beterraba no terreno, 1,6 ha; para terreno plantado com cártamo é possível regar 1,2 ha e, finalmente, se instalada uma cultura de trigo é possível regar 2,2 ha.

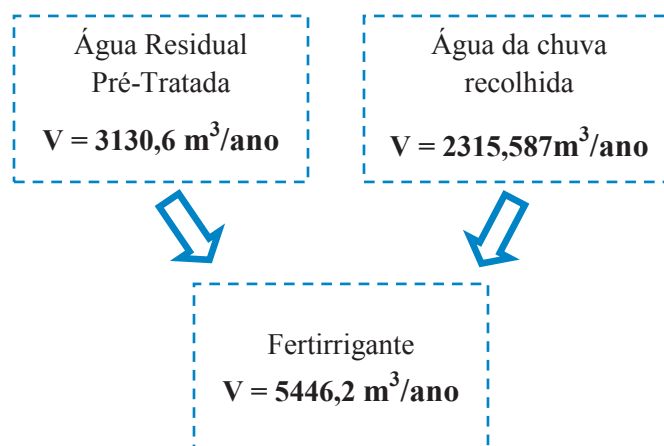
De referir ainda que existem inúmeras culturas presentes na literatura que poderão ser instaladas no terreno.

No que concerne ao dimensionamento do sistema de armazenamento do fertirrigante, recorreu-se aos dados relativos à precipitação nos anos de 2003 a 2010 (8 anos) presentes no

relatório do COTR que se encontra anexado ao presente trabalho (Anexo II). De referir que, aquando da implementação de um dimensionamento deste tipo deve-se sempre ter em conta dados da precipitação de 10 anos mas na impossibilidade de os conseguir apenas foram considerados 8 anos (Tabela 17). No âmbito do presente trabalho, foram considerados os dados referentes ao ano de 2010, uma vez que foi o ano que obteve maior precipitação.

Como vimos anteriormente, na Tabela 19, é possível recolher 2315,587 m<sup>3</sup>/ano de água da chuva na queijaria Guilherme, sendo possível obter os fertilizantes F1 e F2, os quais necessitam de 1203,8 e 1964,0 m<sup>3</sup>/ano, respectivamente.

O sistema de armazenamento será constituído por três reservatório sendo um destinado para as águas residuais pré-tratadas da queijaria (3130,6 m<sup>3</sup>/ano), outro destinado para a água da chuva possível de recolher (2315,587 m<sup>3</sup>/ano) e por fim, um outro reservatório para o fertilizante (Figura 18).



**Figura 18 - Dimensionamento do sistema de armazenagem do fertilizante**

Apesar das necessidades de água da chuva serem inferiores ao que é possível recolher, não impede que essa diferença de quantidade de água da chuva não seja adicionada à água residual pré-tratada, ou seja, aos fertilizantes finais. Se tal acontecer, o fertilizante apenas irá apresentar valores de CE inferiores aos pré-estabelecidos para o F1 e F2, o que alarga ainda mais a gama de culturas possíveis de instalar no terreno.

Assim, aquando da junção das duas águas, aconselha-se a medição do valor de CE de forma a conhecer o valor exacto e poder optar pela cultura que se pretende implantar

De salientar que, apesar de já se ter verificado que a junção das águas pode ser efectuada antes da neutralização natural da água residual pré-tratada, neste caso é mais favorável fazer a junção após a estabilização do pH pois a água residual pré-tratada precisa de estar num

reservatório destapado, apenas com algo que proteja o efluente de alguns organismos e diversos sólidos, que possam influenciar a qualidade do mesmo (Ex. rede), facto este que conduz a perdas por evaporação. Se a junção das águas fôr efectuada antes da estabilização do pH, implica que o reservatório de armazenamento do fertirrigante seja destapado, conduzindo à perda de água da chuva e de água residual pré-tratada por evaporação destas duas águas.

Assim, recomenda-se que seja realizada a estabilização natural antes da adição da água da chuva, sendo que o reservatório da água residual pré-tratada tem de ser destapado. Quanto aos restantes dois reservatórios, estes podem e devem ser tapados para evitar uma maior taxa de evaporação.

## Capítulo 5 – Considerações finais e perspectivas de trabalho futuro

O presente trabalho pretende ser um contributo para uma nova visão integrada e contextual da gestão das águas residuais pré-tratadas de queijarias.

Este estudo consistiu em dois processos distintos: aplicação da água residual pré-tratada a ZHA e no desenvolvimento de seis fertirrigantes, recorrendo à água da chuva.

Nos ensaios referentes à aplicação da água residual pré-tratada às ZHA, com o objectivo de promover a sua descarga no meio hídrico, foram estudadas diferentes cargas hidráulicas e cargas mássicas, e altura de leitos distintas.

Os resultados obtidos no leito A demonstraram que cargas hidráulicas aplicadas de 120 L/m<sup>2</sup>.d e cargas mássicas de CQO de 44 g/m<sup>2</sup>.d conseguem remover grande parte de matéria orgânica (89,5±5,5% de CQO; 86,6±3,8% de CBO<sub>5</sub>; 89,2±1,6% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 58,5±5,1% de N<sub>Kjeldahl</sub>). No entanto, neste leito, quando foi aplicada essa mesma carga hidráulica com cargas mássicas superiores (107 e 193 g/m<sup>2</sup>.d de CQO) este perdeu eficiência.

Quanto à biomassa, apesar das concentrações elevadas de matéria orgânica não se observaram efeitos de toxicidade na biomassa vegetal, apenas uma diminuição do crescimento das *Vetiveria Zizanioides* com o aumento da concentração (Ensaio 5 e 6 efectuados no leito A).

Através da influência da carga mássica e carga hidráulica aplicadas aos leitos e altura dos mesmos, obtiveram-se resultados satisfatórios pois o efluente proveniente das ZHA apresentou características aceitáveis para a sua descarga no meio hídrico. No entanto, verifica-se a necessidade de efectuar mais estudos complementares, na perspectiva de esclarecer e elucidar algumas questões, nomeadamente no que concerne ao dimensionamento do sistema de leitos de macrófitas a implementar no terreno.

Importa ainda salientar que é necessária uma monitorização diária das ZHA visto que as condições ambientais, estruturais e metodológicas, por vezes, podem limitar o seu correcto e eficaz funcionamento.

Quanto aos fertirrigantes, foi possível obter dois deles. Este processo permite que seja atingida uma gestão sustentável dos recursos hídricos, conduzindo a uma menor escassez de água para rega, ao mesmo tempo que se obtém um fertirrigante para um melhor desenvolvimento da cultura instalada.



As necessidades de monitorização da qualidade da água de rega, neste caso, dos fertirrigantes, resultam basicamente da aplicação da legislação em vigor (Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto). Por isso, não basta armazenar e distribuir água para rega. É necessário ainda, e cada vez de forma mais exigente, prevenir uma gestão e utilização cuidada da água nas práticas agrícolas, por um lado preservar, em função das necessidades do Homem, um ambiente qualificado e assegurar, por outro a sustentabilidade do funcionamento do regadio.

No que se refere ao sistema de aproveitamento da água da chuva, há que ter em conta o volume de água que é possível recolher para que o dimensionamento do reservatório de armazenamento seja bem calculado, pois é o equipamento mais dispendioso de todo o sistema. Para além disso, de referir que é importante a escolha do material do reservatório para que sejam minimizadas as perdas por evaporação.

Aquando da futura implementação deste projecto, é indispensável proceder à monitorização do solo através de recolha e análises de amostras de forma a verificar se este fertirrigante provoca ou não efeitos adversos no recurso solo.



## Bibliografia

- Ahn, Y. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, 41, 1709–1721.
- Almeida, M. (2012). Remoção de Compostos de Azoto em Efluente de Suinicultura por Recurso à Fitorremediação. Tese de doutoramento em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico. Lisboa.
- Anneccchini, K. P. V. (2005). Aproveitamento da água da chuva para fins não potáveis na Cidade de Vitória (ES). Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória, Brasil.
- Araújo, I.; Ferreira, S. (2003). Vulnerabilidade das águas subterrâneas face ao uso de efluentes de suinicultura para fins agrícolas – Santiago do Cacém, Trabalho Final de Curso, IST. Lisboa
- Batista, L. M. M. (2010). Construção e instalação de zonas húmidas para tratamento de efluentes de aquacultura. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Zootécnica – Produção Animal. Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- Boers, T. M.; Ben-Aher, J. (1982). A review of rainwater harvesting. *Agricultural Water Management*, 5, 145-158.
- Britz, T., Robinson, R. (2008). *Advanced Dairy Science and Technology*, Blackwell Publishing.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 35(5), 301-306.
- Brix, H. (2003). Plants used in constructed wetlands and their functions, in: *Proc. Conf. The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, V. Dias and J. Vymazal, eds., ICN and INAG, Lisbon, Portugal, 81-109.
- Carvalho, F., Prazeres, A. R., Rivas, F. J. (2012). Management of cheese whey wastewater. *Revista Indústria e Ambiente* 76, Novembro/ Dezembro.

Carvalho, F.; Prazeres, A ; Rivas, F.J. “Reciclagem de fósforo e matéria orgânica por precipitação química de águas residuais industriais para posterior valorização agrícola”. VI Congresso Ibérico de Agroengenharia. 5 a 7 de Setembro de 2011. Universidade de Évora, Portugal.

Cooper, P., Smith, M. e Maynard, H., (1996). The Design and Performance of a Nitrifying Vertical Flow Reed Bed Treatment System. *Water Science and Technology*, 35(5), Oxford, Inglaterra.

Costa, D. C. (2011). Caracterização e tratamento de efluentes resultantes da actividade de produção de queijo. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária, Lisboa.

Cull, R.H., Hunter, H., Hunter, M. e Truong, P.N. (2000). Application of Vetiver Grass Technology in off-site pollution control. II. Tolerance of vetiver grass towards high levels of herbicides under wetland conditions. *Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Thailand. January 2000*.

Decreto-lei nº 236/98, de 1 de Agosto. Diário da República nº 176 - I Série- A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Demirel, B., Yenigun, O. e Onay, T. T. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochem.* 40 (8), 2583-2595.

Dias, V., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P., Soutinho, E. (2000). Fito-ETAR's: Pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. *Águas e Resíduos*, 12.

Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-025.pdf>, acedido a 15 de Agosto de 2012.

Dudai, N., Putievsky, E., Chaimovitch, D. e Ben-Hur, M. (2006). Growth management of vetiver (*Vetiveria zizanioides*) under Mediterranean conditions. *Jour. of Envi. Management*, 81 (1), 63-71.

Eckenfelder, W.W. (2000). *Industrial Water Pollution Control*. 3ª Ed., Mc. Graw-Hill, Boston.

ENEAPAI (2007). Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional MAOTDR, 1ª ed.

EPA (1999). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Ref.EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, 166.

Fang, H. H. P., (1991). Treatment of wastewater from a whey processing plant using activated sludge and anaerobic processes. J. Dairy Sci. 74 (6), 2015-2019.

Farizoglu, B., Keskinler, B., Yildiz, E. e Nuhoglu, A. (2007). Simultaneous removal of C, N, P from cheese whey by jet loop membrane bioreactor (JLMBR). J. Hazard. Mater. 146 (1-2), 399-407.

Ferreira, C. J. (2005). Fito-Etar's – Uma tecnologia emergente. Trabalho apresentado no âmbito da disciplina de Geologia do Ambiente na Universidade de Évora. Évora.

Fipps, G. (1990). Irrigation water quality standards and salinity management strategies. Department of agricultural engineering , college station, Texas. Manuals and Reports on Engineering Practice Number 71, 619.

Frigon, J. C., Breton, J., Bruneau, T., Moletta, R. e Guiot, S. R. (2009). The treatment of cheese whey wastewater by sequential anaerobic and aerobic steps in a single digester at pilot scale. Bioresour. Technol. 100 (18), 4156–4163.

Gavala, H. N., Kopsinis, H., Skiadas, I. V., Stamatelatou, K. e Lyberatos, G., (1999). Treatment of Dairy Wastewater Using an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. J. Agric. Eng. Res. 73 (1), 59-63.

Greenwood, D. J. (1961). The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil. s.l.: Plant Soil, 14, 360-376.

Gutiérrez, J. L. R., Encina, P. A. G. e Polanco, F. F., (1991). Anaerobic treatment of cheese-production wastewater using UASB reactor. Bioresour. Technol. 37 (3), 271-276.

Haberl, R., Mayer, H. e Perfler, R. (1995). Constructed Wetlands in Europe. Water Science and Technology. 32 (3), 305–315.

Hunt, P. G., Szogi, A. A., Humenik, F.J., Rice, J. M., Matheny, T. A. e Stone, K.C., (2002), Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. Trans ASAE, 45, 639-647.

ICEA, (1971). Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. Principais culturas. São Paulo, Brasil, 2, 381-382.

IHERA e APRH (1999). A agricultura portuguesa, a água e o ambiente. 1º Seminário do IHERA e da APRH, com patrocínio da CNPID. 8 a 10 de Novembro. Lisboa/LNES.

INETI, (2001). Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Guia Técnico Sectorial – Indústria de Lacticínios, Lisboa, Portugal.

IWA (2000). Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vismayal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (eds), (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. Scientific and Technical Report No. 8, International Water Association, Londres, Reino Unido.

Jampeetong, A. e Brix, H. (2009). Effects of  $\text{NH}_4^+$  concentration on growth, morphology and  $\text{NH}_4^+$  uptake kinetics of *Salvinia natans*. Ecol. Eng., 35 (5), 695–702.

Janczukowicz, W., Zieliński, M. e Dębowski, M., (2008). Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. Bioresour. Technol. 99 (10), 4199-4205.

Jaques, R. C. (2005). Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental. Florianópolis, SC – Brasil.

Jorgensen, S. E., Mbwette, T. S. A. e Katima, J. H. Y. (2001). Application of wetland systems and waste stabilization ponds in water pollution control. s.l.: Dar es Salaam: Institute of Kiswahili Research.

Kadlec, R. H. (2005). Nitrogen Farming for Pollution Control. Jour. of Environmental Science & Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Envir. Engin., 40 (6-7), 1307-1330.

Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). Treatment Wetlands; Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 1-893.

- Kadlec, R. H. e Wallace, S. (2008). *Treatment Wetlands*. 2nd ed., CRC Press, Taylor e Francis Group, Boca Raton, New York, 1-1048.
- Kadlec, R.H. e Reddy, K.R. (2001). Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environ. Research*, 73 (5), 543–557.
- Kalyuzhnyi, S. V., Martinez, E. P. e Martinez, J. R., (1997). Anaerobic treatment of high-strength cheese-whey wastewater in laboratory and pilot UASB-reactors. *Bioresour. Technol.* 60 (1), 59-65.
- Knigh, R. L., Payne, Jr., V. W. E., Borer, R. E., Clarke Jr., R. A. e Pries, J. H.(2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15 (1-2), 41-55.
- Langergraber G. (2004). The role plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands – A simulation study. In 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 26 Setembro a 1 de Outubro, Avignon, França.
- Langergraber, G., Prandstetten, C., Pressl, A., Rohrhofer, R. e Haberl, R. (2007). Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads. *Wat. Sci. Tech.*, 56 (3), 75-84.
- Lee, C., Kim, J. e Hwang, S., (2006). Optimization of adenosine 5'-triphosphate extraction for the measurement of acidogenic biomass utilizing whey wastewater. *Biodegradation* 17 (4), 347–355.
- Marques, R. (2012). *Água da chuva: Um tesouro esquecido*. Quercus. Ano7, nº 53. Julho/Agosto, 2012.
- Martins, R. C., Rossi, A. F., Castro-Silva S. e Quinta-Ferreira, R. M., (2010). Fenton's Process for Post-Biologically Treated Cheese Production Wastewaters Final Remediation. Toxicity Assessment. *Int. J. Chem. React. Eng.* 8, Article A84.
- Mavioso, J. F. (2010). *Tratamento de águas residuais através de Leitos de Macrófitas - A influência da vegetação*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- May, S. (2004). *Estudo da Viabilidade do Aproveitamento de Água de Chuva para Consumo Não Potável em Edificações*, Dissertação de Mestrado do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Brasil.

McCutcheon, S. C. e Schnoor, J. L. (Eds.) (2003). *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*. Hoboken, KJ: Wiley-Interscience, Inc.

Metcalf e Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, McGraw-Hill Companies Inc. 4th Edition, USA.

Monte, H. M. e Albuquerque, A., (2010). *Reutilização de águas residuais*. Série de guias técnicos, 14, Lisboa, ERSAR e ISEL.

Munns, R., (2002). Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, cell and environment*, 25, 239-500.

Nadais, H., Capela, I., Arroja, L., e Duarte, A. (2001). Effects of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactors with intermittent operation. *Water Science and Technology*, 44 (4), 45-56.

Nofal, M. e Wilkinson, J. (2000). *Impacto sectorial da integração no mercosul: a produção e o comércio de produtos lácteos no mercosul*. Buenos Aires: BID – INTAL.

Paredes D., Kusch P., Mbvette T., Stange F., Müller R. e Köser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. *Eng. Life Sci.*, 7 (1), 13–25.

Perle, M., Kimchie, Sh. e Shelef, G., (1995). Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. *Water Res.* 29 (6), 1549-1554.

Pinto, J. M. (2008). *Fertirrigação*. Ministério da Agricultura e do Abastecimento – MA. Empresa brasileira de pesquisa agro-pecuária – EMBRAPA. Petrolina, Brasil.

Prazeres, A., Carvalho, F.; Rivas, F.J. “Reutilização de águas residuais da indústria de “Queijo Serpa” para rega da cultura de tomate. II-Efeitos na produção e qualidade do fruto”. Setembro de 2011. Universidade de Évora, Portugal.

Ramalho, R. (1996) *Tratamiento de Águas Residuales*. Quebec, Canadá.

Ramasamy, E. V., Gajalakshmi, S., Sanjeevi, R., Jithesh, M. N., and Abbasi, S. A. (2004). Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresource Technol.* 93, 209–212.



- Reddy, R., DeLaune, R. (2008). Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, New York, 1-806.
- Reed, S., Crites, R. e Middlebrooks, E. (1995). Natural Systems for Waste Management and Treatment - Second Edition. s.l. : McGraw-hill.
- Rivas, J., Prazeres A.R. e Carvalho F. (2011). Aerobic Biodegradation of Precoagulated Cheese Whey Wastewater. J. Agric. Food Chem. 59 (6), 2511-2517.
- Rivas, J., Prazeres A.R., Carvalho F. e Beltrán F. (2010). Treatment of Cheese Whey Wastewater: Combined Coagulation-Flocculation and Aerobic Biodegradation. J. Agric. Food Chem. 58 (13), 7871–7877.
- Scholz, M. e Xu, J. (2002). Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. Bioresource Technology, 83, 71–79.
- Seco, M. T. D. H. C. (2008). Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal. Dissertação submetida à Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro para obtenção do grau de Mestre em Tecnologia Ambiental. Vila Real, Portugal.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). APAH (American Public Health Association), 21st Edition, Washington.
- Summerfelt S. T., Adler, P. R., Glenn, D. M. e Krestschmann, R. N.(1999). Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. Aqua. Eng.,19 (2), 81-92.
- Thomas, P. (2001). Economia de água para empresas e residências. Editora Navegar. São Paulo, 112.
- Tomaz, P. (1998). Conservação da água. 1ªEd., São Paulo, Parma.
- Torrijos, M., Sousbie, P., Molleta, R. e Delgenes, J. (2004). High COD wastewater treatment in an aerobic SBR: treatment of effluent from a small goat's cheese dairy. Water Science and Technology, 50 (10), 259-267.
- Torrijos, M., Sousbie, P., Molleta, R., e Delgenes, J. (2004). High COD wastewater treatment in an aerobic SBR: treatment of effluent from a small goat's cheese dairy. Water Science and Technology, 50 (10), 259-267.

Truong, P. (2000). The Global Impact of Vetiver Grass Technology on the Environment. Proc. Second Intern. Vetiver Conf. Thailand, January.

Truong, P. e Hart, B. (2001). Vetiver System for Wastewater Treatment. Technical Bulletin nº 2001/2. Pacific Rim Vetiver Network. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand.

USEPA, (2000). United States Environmental Protection Agency - Office of Research and Development Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Cincinnati, Ohio.

Vourch, M., Balannec, B., Chaufer, B. e Dorange, G. (2008). Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. Desalination 219 (1-3), 190-202.

Vymazal, J. (2003). Types of Constructed Wetlands 1st International seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands, in: Proc. Conf. The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, V. Dias and J. Vymazal, eds., ICN and INAG, Lisbon, Portugal, 35-79.

Vymazal, J. (2005), Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecol. Eng., 25 (5), 478-490.

Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25 (5), 478-490.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment. 380 (1-3), 48-65.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (ed), (1998). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.

Wallace, S. D. e Knight, R. L. 2006. Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements - Final Report. London, United Kingdom: IWA Publishing, 2006.

World Bank Group (1998), Pollution Prevention and Abatement Handbook – Dairy Industry, Washington D.C., USA.

Xia, H.P.; Ao, H.X.; Liu, S.Z.; and He, D.Q. (1999). Application of the Vetiver grass bioengineering technology for the prevention of highway slippage in southern China. Proc.

Ground and Water Bioengineering for Erosion Control and Slope Stabilization, Manila, Philippines April 1999.

Xu, L. e Zhang, J. (1999). An overview of the use of vegetation in bioengineering in China. Proc. First Asia Pacific Conference on Ground and Water Bio-engineering for Erosion Control and Slope Stabilisation. Manila, Philippines.

Yang, K., Yu, Y. e Hwang, S., (2003). Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. Water Res. 37 (10), 2467-2477.

### **Webgrafia:**

[www.indiastat.com](http://www.indiastat.com) acedido a 7 de Abril de 2012.

[www.wikipedia.pt](http://www.wikipedia.pt) acedido a 30 de Setembro de 2012.

[www.olhares.sapo.pt](http://www.olhares.sapo.pt) acedido a 15 de Outubro de 2012.

[www.redeinovar.pt/home/index](http://www.redeinovar.pt/home/index) acedido a 16 de Outubro de 2012.

[www.ajap.pt](http://www.ajap.pt) acedido a 30 de Novembro de 2012.

<http://www.dgadr.pt/rec-hid/nec-hidricas-culturas> acedido a 30 de Novembro de 2012.

---

---

---

## Anexo I – Métodos Experimentais

---

---

---

---

## **Métodos utilizados:**

### **❖ pH**

O pH das amostras foi determinado utilizando um Potenciômetro WTW, modelo inolab, pH Level 1, de acordo com o indicado em Standard Methods (2005).

A determinação do pH dá a medida da actividade dos iões  $H^+$  na água.

### **❖ Condutividade Eléctrica**

As soluções conduzem a corrente eléctrica graças à migração dos iões (transferência de massa), sob a influência de um campo eléctrico, à qual se chama condutividade. A condutividade eléctrica de uma solução constitui uma medida da maior ou menor facilidade com que determinada solução dá passagem à corrente eléctrica.

A condutividade das amostras foi medida, utilizando um condutímetro Metrhom modelo e célula condutimétrica de acordo com o indicado em Standard Methods (2005).

### **❖ Potencial Redox**

A determinação do potencial redox das amostras foi efectuada utilizando um Potenciômetro WTW, modelo inolab, pH Level 1 e um eléctrodo de potencial redox de acordo com o indicado em Standard Methods (2005).

### **❖ Absorvâncias**

As absorvâncias foram determinadas por espectrofotometria. A espectrofotometria é o método de análises óptico mais usado nas investigações biológicas e físico-químicas. O espectrofotómetro é um instrumento que permite comparar a radiação absorvida ou transmitida por uma solução que contém uma quantidade desconhecida de soluto, e uma quantidade conhecida da mesma substância.

### **❖ Carência Química de Oxigénio (CQO)**

O método utilizado para a determinação de CQO foi o indicado em Standard Methods (2005), recorrendo ao método colorimétrico de refluxo fechado (5220-D;CQO). Baseia-se na ebulição da amostra, em presença de sulfato de mercúrio (II), uma quantidade conhecida de dicromato de potássio e de um catalizador de prata, em meio fortemente acidificado pelo ácido sulfúrico, durante duas horas. Uma parte do dicromato é reduzida pelas matérias oxidáveis presentes. Isto resulta na mudança do crómio do estado hexavalente (+6) para o estado trivalente (+3). O ião crómio ( $Cr^{3+}$ ) absorve fortemente na região de 600 nm, sendo as absorvâncias determinadas a este de comprimento de

---

---

onda. Efectua-se uma curva de calibração utilizando padrões preparados com hidrogenoftalato de potássio.

#### ❖ **Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)**

A CBO foi determinada pelo princípio do método por diluição e inoculação o qual se baseia na determinação da concentração em oxigénio dissolvido de uma amostra de água antes e depois de incubada. A incubação é realizada em frasco completamente rolhado, a uma temperatura controlada e na obscuridade, durante um determinado período de tempo (em dias). Em todas as análises realizadas em prol deste trabalho apenas foi determinada a CBO ao fim de 5 dias.

#### ❖ **Oxigénio Dissolvido**

O oxigénio dissolvido foi determinado de acordo com o método de Winkler modificado (ou método azida de sódio, para eliminar as interferências causadas pelo nitrito). Baseia-se na oxidação do hidróxido de manganês pelo oxigénio dissolvido, em meio de iodeto alcalino, resultando um composto de manganês tetravalente. A acidificação deste composto oxida o iodeto a iodo. O iodo livre é determinado por titulação com uma solução padrão de tiosulfato de sódio. Seguiu-se o procedimento experimental indicado em Standard Methods (2005).

#### ❖ **Azoto Amoniacal**

O método utilizado para a determinação do azoto amoniacal foi o indicado em Standard Methods (2005), recorrendo ao método por destilação. Este método baseia-se na destilação do azoto amoniacal contido numa amostra de pH elevado (cerca de 9,5), na presença de solução tampão de borato para evitar a hidrólise de cianetos e de compostos orgânicos de azoto. O destilado foi recebido em solução de ácido bórico com indicador e titulado com uma solução de ácido clorídrico de concentração conhecida.

#### ❖ **Azoto Kjeldhal**

O método utilizado foi o descrito em Standard Methods (2005) o qual permite o doseamento do azoto no estado trivalente negativo. Considera-se como azoto Kjeldhal o azoto orgânico e amoniacal, contidos numa amostra, e passíveis de doseamento após mineralização.

O método baseia-se numa mineralização dos compostos orgânicos contidos na amostra, em presença de ácido sulfúrico concentrado a quente e em presença de sulfato de

---



---

potássio, que eleva o ponto de ebulição da mistura, e de selénio como catalisador. O sulfato de amónio formado é destilado em meio fortemente alcalino, o destilado é recolhido numa solução de ácido bórico com indicador Tashiro e titulado com uma solução de ácido clorídrico de concentração conhecida.

#### ❖ **Fósforo Total**

Para a determinação do fósforo recorreu-se ao método do vanadato-molibdato. O método consistiu na mineralização da amostra por via seca e posterior solubilização do resíduo mineralizado com ácido. As diversas formas de fósforo foram assim convertidas a ortofosfatos e estes determinados através do método colorimétrico pelo ácido vanadomolibdofosfórico. O método baseia-se na reacção do ortofosfato com o molibdato de amónio na presença de vanádio, formando-se o ácido vanadomolibdofosfórico de cor amarela e determinação da absorvância corresponde à cor desenvolvida a 470 nm.

#### ❖ **Potássio e Sódio**

Para estes dois parâmetros recorreu-se à fotometria de chama. Em fotometria de chama, as soluções a analisar são aspiradas para a chama do mesmo modo que em adsorção atómica, observando-se os mesmos fenómenos de atomização na chama: o solvente é vaporizado e a amostra é volatilizada e decomposta de tal forma que dá origem a um vapor atómico (mistura de átomos e iões elementares no estado gasoso).

#### ❖ **Óleos e gorduras**

Os óleos e gorduras foram determinados segundo o método Soxhlet no qual ocorre a evaporação da água da amostra e extracção da respectiva gordura bruta por um solvente apropriado (éter de petróleo), expressa em percentagem da massa total.

#### ❖ **Nitrato**

O método utilizado foi o referido no Rodier (1989), método do salicilato de sódio. Este método baseia-se na formação de uma solução de cor amarela pela reacção do salicilato de sódio. O nitrato reage com o tartarato duplo de sódio e potássio e origina uma solução de cor amarela em presença de salicilato de sódio. A absorvância da cor é determinada a 420 nm.

---

---

#### ❖ **Cálcio e Magnésio**

O cálcio é determinado pelo método de complexiometria descrito em Standard Methods (2005). Esta determinação faz-se a um pH elevado (aproximadamente 12) em que o magnésio precipita sob a forma de hidróxido, não interferindo na determinação. A elevação do pH é conseguida por adição de NaOH à amostra. A amostra é titulada com o ligando etileno diamino-tetra-acético (EDTA), em presença de um indicador específico (calcon).

#### ❖ **Cloretos**

O teor de cloretos nas amostras de água foi determinado através do método de Mohr. O método de Mohr baseia-se numa titulação de precipitação, em que o ponto de equivalência da titulação é detectado através da formação de um precipitado corado. Os iões cloreto existentes na amostra reagem com o ião prata do titulante, formando-se o cloreto de prata, sal esbranquiçado pouco solúvel. Junto ao ponto de equivalência da titulação inicia-se a precipitação do cromato de prata, vermelho-tijolo, indicando que os iões cloreto da amostra já precipitaram todos.

#### ❖ **Sólidos Totais (ST)**

Os sólidos totais foram determinados por gravimetria, em que a sua determinação se baseia na pesagem dos sólidos que se obtêm após a evaporação da água de um determinado volume fixo de amostra a uma temperatura de 103-105°C.

#### ❖ **Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)**

Os SDT foram determinados por gravimetria, em que se procedeu à pesagem dos sólidos que se obtêm após evaporação de um determinado volume de amostra de água previamente sujeito a filtração através de um filtro de fibra vidro, a uma temperatura de 180°C.

#### ❖ **Sólidos Suspensos Totais (SST)**

A determinação do teor de SST baseou-se na pesagem dos sólidos que se obtêm após filtração de um determinado volume fixo de amostra, através de um filtro de fibra de vidro. Os sólidos retidos no filtro foram levados à estufa, em cadinho de vidro aferido a peso constante à mesma temperatura, sendo determinado o seu peso após a evaporação de toda a água retida no filtro.

---

---

#### ❖ **Alcalinidade**

A determinação da alcalinidade foi feita por volumetria, usando como titulante uma solução de ácido forte (HCl) de concentração conhecida. Como indicador utilizou-se a fenolftaleína, para determinar a alcalinidade à fenolftaleína e, quantificaram-se os grupos hidroxilo e carbonatos presentes. Prosseguiu-se a titulação com adição de indicador alaranjado de metilo, que permitiu determinar a concentração dos grupos hidroxilo, carbonatos e bicarbonatos presentes na amostra e, designada como alcalinidade total (2320- B) Standard Methods of Analysis (2005)).

#### ❖ **Matéria seca**

A determinação de matéria seca nas plantas fez-se através do método gravimétrico que se baseia na determinação da diferença de pesos de uma amostra, antes e depois de se submetida a secagem em estufa, a 102°C, até peso constante (Miller,1998).

As amostras de folhas foram colhidas, transportadas de imediato para o laboratório, pesadas e levadas a estufa até peso constante.

#### ❖ **Matéria Orgânica**

Para a determinação da matéria orgânica utilizou-se o método da calcinação que se baseia na perda de peso da amostra depois de seca a 100-105°C, por calcinação a 500°C, durante cerca de 6 horas.

#### ❖ **Ferro (Plantas)**

Após a digestão das amostras por via húmida, para destruição da matéria orgânica e solubilização dos metais, faz-se a determinação do ferro por espectrofotometria de absorção atômica com atomização por chama, utilizando a lâmpada de cátodo oco de Fe.

#### ❖ **Manganês (Plantas)**

Após a digestão das amostras por via húmida, para destruição da matéria orgânica e solubilização dos metais, faz-se a determinação do manganês por espectrofotometria de absorção atômica com atomização por chama, utilizando a lâmpada de cátodo oco de Mn.

#### ❖ **Magnésio (Plantas)**

---

---

Após a digestão das amostras por via húmida, para destruição da matéria orgânica e solubilização dos metais, faz-se a determinação do manganês por espectrofotometria de absorção atômica com atomização por chama, utilizando a lâmpada de cátodo oco de Mn.

#### ❖ **Cálcio (Plantas)**

Após a digestão das amostras por via húmida, para destruição da matéria orgânica e solubilização dos metais, faz-se a determinação do cálcio por espectrofotometria de absorção atômica com atomização por chama, utilizando a lâmpada de cátodo oco de Ca.

#### ❖ **Fósforo (Plantas)**

Para a determinação do fósforo das plantas recorreu-se à espectrofotometria de absorção atômica que consiste na mineralização da amostra por via seca e solubilização por ácido. Tratamento da solução pelo reagente vanadomolibdico e determinação da absorvância da solução amarela obtida por espectrofotometria do visível a 430 nm.

#### ❖ **Azoto Total (Kjeldahl)**

O método utilizado no doseamento do azoto total é o chamado método de Kjeldahl. Este baseia-se na mineralização dos compostos orgânicos contidos na amostra em meio ácido, a quente e na presença de um catalisador metálico. Essa digestão leva à conversão de todo o azoto em ião amónio, que é posteriormente convertido em amoníaco, destilado em corrente de vapor e recolhido numa solução de ácido bórico, onde é doseado por titulação com uma solução de HCl de título conhecido.

#### ❖ **Azoto Total (Água da chuva)**

O método baseia-se numa mineralização dos compostos orgânicos contidos na amostra, com formação de sulfato de amónio, sendo o azoto amoniacal formado e libertado posteriormente sob a forma de amoníaco e doseado pelas técnicas normais de doseamento. A mineralização dos compostos orgânicos é realizada pelo ácido sulfúrico concentrado a quente, na presença de uma concentração elevada de sulfato de potássio, que aumenta o ponto de ebulição da mistura, e de um catalisador metálico (sulfato de cobre) para facilitar a cinética da reacção. Seguidamente é feita uma destilação. O destilado contendo o amoníaco é recolhido numa solução indicadora de ácido bórico.

---

---

#### ❖ **Azoto Amoniacal (Água da chuva)**

O método utilizado foi o método espectrofotométrico manual o qual se baseia na medida do composto azul formado pela reacção da amónia com iões salicilato e hipoclorito na presença de nitrosopentacianoferrato (III) de sódio (nitroprussiato de sódio). Os iões de hipoclorito são gerados in situ por hidrólise alcalina do sal de sódio do dicloro-s-triazine N, N'-dicloro-1,3,5-triazine-2,4,6 (1H, 3H, 5H)-triona (dicloroisocianurato de sódio. A reacção da cloramina com o salicilato de sódio dá-se a pH 12,6 na presença do nitroprussiato de sódio. Por consequência, as cloraminas presentes da amostra são determinadas quantitativamente. Incorpora-se citrato de sódio aos reagentes para mascarar a interferência dos catiões, nomeadamente o cálcio e o magnésio.

---

---

---

---

## **Anexo II – Relatório do COTR**

---

---



## **1. Introdução**

O presente relatório descreve de forma específica algumas variáveis climáticas ou derivações que permitem caracterizar, de uma forma objectiva, o clima na zona de SERPA, de acordo com a solicitação do cliente. Neste sentido, apresenta-se informação sobre as unidades de frio determinadas para a região, a identificação dos dias em que as temperaturas do ar e da relva registadas foram extremas, máximas e mínimas, respectivamente, que podem indicar o potencial abiótico da região para a adaptabilidade de novas culturas. Para além desta informação, é ainda disponibilizada informação sobre a ocorrência de precipitação.

A informação disponibilizada foi registada durante o período de 2003 a 2010 na estação agrometeorológica de Serpa (Fig. 1) da rede SAGRA do COTR ([www.cotr.pt/sagra.asp](http://www.cotr.pt/sagra.asp)), com a referência geográfica de:

**Latitude:** 37° 58' 06" N

**Longitude:** 07° 33' 03" W

**Altitude:** 190 m



**Figura 1 – Estação agro-  
meteorológica de Serpa**

## **2. Unidades de frio**

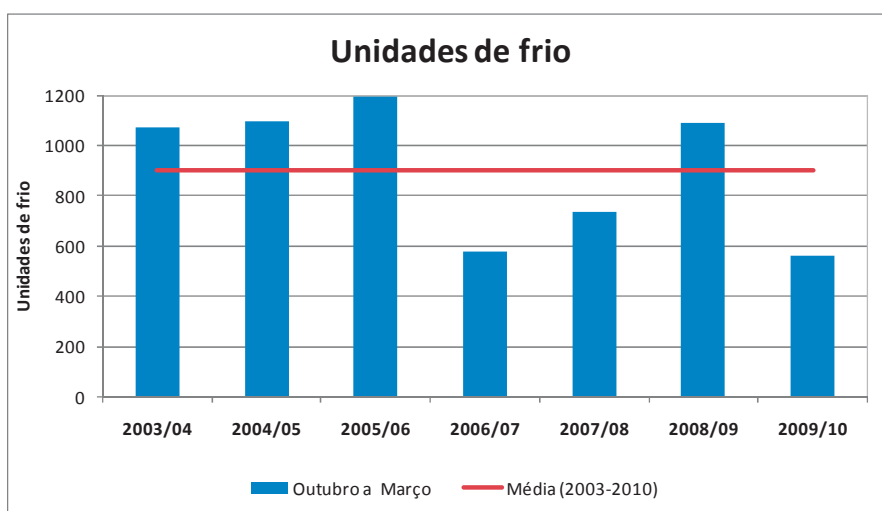
O cálculo das unidades de frio foi efectuado recorrendo ao **Modelo de Richardson**. Este modelo baseia no princípio de que determinada temperatura contribui mais para a saída do repouso vegetativo do que qualquer outra, conforme descrito no Quadro 1. O modelo relaciona a temperatura média do ar com unidades de frio efectivas de forma a que uma unidade de frio equivaleria a uma hora de exposição a 6°C, e tem em conta também o efeito de temperaturas elevadas. Uma temperatura de 10°C contribui com meia unidade de frio e 21°C terá efeitos negativos sobre uma temperatura anterior mais baixa.

A determinação do número total de unidades de frio é feita com base na contribuição em unidades de frio dos valores horários da temperatura média do ar de acordo com o quadro seguinte.

**Quadro 1 – Unidades de frio atribuídas a intervalos de temperatura do ar**

TEMPERATURA	UNIDADES DE FRÍO
Inferiores a 1,4	0,0
1,5 a 2,4	0,5
2,5 a 9,1	1,0
9,2 a 12,4	0,5
12,5 a 15,9	0,0
16,0 a 18,0	-0,5
Superiores a 18	-1,0

Os cálculos foram efectuados com base nos dados de temperatura do ar horária disponível entre Janeiro de 2003 e Dezembro de 2010.



**Figura 2 – Comparação entre as unidades de frio anuais e a média anual no período de 2003 a 2010.**

Pela análise da figura 2 verifica-se que período frio com maior número de unidades de frio, acima da média do período, ocorreu no período de Outubro de 2005 a Março de 2006 atingindo-se o valor máximo de unidades de frio de 1200 unidades de frio (aprox.), um incremento de 33% em relação à média do período de análise.

No quadro seguinte apresentam-se os valores das unidades de frio, descritas com uma periodicidade mensal referentes a todos os anos com informação.

**Quadro 2 – Unidades de frio mensais determinadas para a região de Serpa**

	Unidades de frio		Unidades de frio
Out-03	-292	Out-07	-352
Nov-03	107	Nov-07	133
Dez-03	422	Dez-07	387
Jan-04	325	Jan-08	294
Fev-04	323	Fev-08	139
Mar-04	187	Mar-08	134
<b>2003/04</b>	<b>1072</b>	<b>2007/08</b>	<b>733</b>
Out-04	-328	Out-08	-267
Nov-04	146	Nov-08	283
Dez-04	443	Dez-08	419
Jan-05	429	Jan-09	414
Fev-05	382	Fev-09	280
Mar-05	22	Mar-09	-41
<b>2004/05</b>	<b>1093</b>	<b>2008/09</b>	<b>1088</b>
Out-05	-426	Out-09	-468
Nov-05	224	Nov-09	-32
Dez-05	385	Dez-09	245
Jan-06	508	Jan-10	390
Fev-06	364	Fev-10	267
Mar-06	143	Mar-10	157
<b>2005/06</b>	<b>1197</b>	<b>2009/10</b>	<b>559</b>
Out-06	-504	Out-10	-232
Nov-06	-132	Nov-10	181
Dez-06	399	Dez-10	249
Jan-07	469	até 25-01-2011	339
Fev-07	204	Fev-11	-
Mar-07	146	Mar-11	-
<b>2006/07</b>	<b>582</b>	<b>2010/11</b>	<b>537</b>

Da análise dos dados apresentados no Quadro 2 e resumido no quadro seguinte (Quadro 3), verifica-se que os meses de Dezembro e Janeiro atingiram as maiores unidades de frio que foram em média de 368 e 396 unidades, respectivamente. O maior número de unidades de frios mensais calculadas em todo o período, foi atingido em Janeiro de 2006, com 508 unidades.

**Quadro 3 – Médias e máximos mensais das unidades de frio determinadas**

Mês	Média mensal	Máximo mensal	
Out	-359	-232	Out-07
Nov	114	283	Nov-08
Dez	368	443	Dez-04
Jan	396	508	Jan-06
Fev	280	382	Fev-05
Mar	93	187	Mar-04

### 3. Ocorrência de geadas

A ocorrência de geadas é o processo através do qual cristais de gelo são depositados sobre uma superfície exposta, normalmente ocorre a formação de geada quando a temperatura do solo desce abaixo de 0°C. De acordo com esta informação, considerou-se no presente relatório, que os dias em que a temperatura da superfície do solo baixa para além dos 0°C, que existe a ocorrência de geada, pelo que se apresentam os dias em que esses registos ocorreram.

O sensor da temperatura da relva foi instalado na estação de Serpa em Setembro de 2006, pelo que no quadro 4 são apresentados os dias em que a temperatura da relva na estação de Serpa desceu abaixo do zero graus entre Outubro de 2006 e Dezembro de 2010.

**Quadro 4 – Ocorrência de temperaturas da relva mínimas inferiores a 0°C**

Data	Trelva Med	Trelva Max	Trelva Min	Data	Trelva Med	Trelva Max	Trelva Min
(°C)				(°C)			
10-12-2006	6,9	16,4	-0,1	01-01-2008	8,4	19,1	-0,1
11-12-2006	7,3	18,6	-0,4	05-03-2008	10,1	24,4	-0,4
18-12-2006	6,3	17,5	-0,4	06-03-2008	10,7	26,2	-0,5
19-12-2006	5,0	16,4	-1,7	07-03-2008	12,2	30,0	-0,3
20-12-2006	4,9	16,4	-2,7	26-11-2008	5,9	17,8	-0,7
21-12-2006	6,1	17,3	-1,2	27-11-2008	6,6	20,6	-0,9
22-12-2006	4,9	18,2	-2,9	28-11-2008	7,7	17,6	-0,1
23-12-2006	3,9	16,2	-3,0	02-12-2008	4,5	17,3	-0,9
24-12-2006	6,3	20,0	-1,4	03-12-2008	6,9	15,3	-0,5
25-12-2006	6,0	21,5	-2,6	11-12-2008	6,5	19,1	-0,6
26-12-2006	7,5	22,0	-0,9	16-12-2008	5,1	16,0	-1,1
23-01-2007	6,3	18,5	-0,4	26-12-2008	6,3	16,0	-0,6
24-01-2007	5,1	17,1	-1,3	07-01-2009	4,5	16,0	-0,5
25-01-2007	4,7	16,7	-1,3	08-01-2009	3,6	13,4	-3,0
26-01-2007	3,2	6,7	-1,9	09-01-2009	2,3	16,2	-3,4
27-01-2007	3,9	16,5	-2,0	10-01-2009	3,6	17,8	-2,4
28-01-2007	6,2	18,3	-0,2	11-01-2009	4,1	17,3	-1,4
01-02-2007	7,0	20,6	-0,2	21-01-2009	5,1	11,4	-0,1
17-11-2007	8,5	20,3	-1,8	14-12-2009	3,3	14,5	-1,9
11-12-2007	6,3	17,8	-0,6	15-12-2009	3,7	9,6	-3,8
12-12-2007	5,6	18,0	-2,7	20-12-2009	5,8	15,8	-3,7
13-12-2007	5,9	17,8	-1,8	08-01-2010	3,4	13,9	-0,5
14-12-2007	5,9	17,4	-1,7	09-01-2010	2,8	17,3	-2,4
15-12-2007	5,5	16,9	-1,3	29-01-2010	6,0	16,4	-0,8
16-12-2007	4,2	16,6	-3,8	02-02-2010	8,7	24,2	-0,4
29-12-2007	5,6	16,2	-0,7	14-02-2010	5,3	16,1	-1,3
30-12-2007	6,3	17,4	-0,7	10-03-2010	8,8	22,6	-0,2
				16-12-2010	4,1	9,5	-0,9
				17-12-2010	4,1	11,2	-1,8

## 4. Ocorrência de temperaturas elevadas

**Quadro 5: Temperaturas máximas do ar acima de 32°C de 2003 a 2006**

Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)
14-05-2003	23,9	33,7	13,8	25-04-2004	20,9	32,3	10,3	28-04-2005	21,8	32,1	10,4	10-05-2006	21,4	32,1	11,5
21-05-2003	25,3	36,4	13,7	26-04-2004	21,1	32,2	10,8	29-04-2005	21,7	32,3	12,8	15-05-2006	22,3	33,3	12,0
22-05-2003	26,6	37,4	14,9	31-05-2004	23,7	34,8	13,3	06-05-2005	23,4	33,3	13,6	16-05-2006	25,6	37,5	14,4
23-05-2003	25,7	36,3	15,9	01-06-2004	25,7	37,4	13,9	19-05-2005	24,0	33,3	13,5	17-05-2006	24,7	33,5	17,1
27-05-2003	23,5	34,1	12,3	02-06-2004	27,4	37,9	16,8	24-05-2005	23,9	35,5	11,8	25-05-2006	22,3	32,3	11,5
28-05-2003	23,9	33,4	12,9	03-06-2004	27,2	39,4	16,5	25-05-2005	23,9	34,0	13,9	27-05-2006	25,4	34,6	16,5
29-05-2003	24,5	35,1	13,3	04-06-2004	24,2	34,7	15,4	26-05-2005	23,3	32,6	14,5	28-05-2006	27,3	37,8	17,6
31-05-2003	23,5	32,5	15,7	05-06-2004	22,0	32,8	14,7	01-06-2005	24,0	32,6	16,7	29-05-2006	25,7	34,0	18,2
06-06-2003	24,7	36,2	11,6	08-06-2004	24,6	36,4	13,9	02-06-2005	25,2	34,4	17,2	02-06-2006	23,8	32,4	13,2
07-06-2003	25,9	35,7	15,6	09-06-2004	25,3	35,4	16,2	03-06-2005	23,6	32,4	14,9	03-06-2006	25,5	35,3	15,9
08-06-2003	24,4	34,5	13,9	10-06-2004	25,9	37,9	16,6	04-06-2005	23,4	34,4	12,1	04-06-2006	24,4	35,5	14,0
09-06-2003	24,0	34,6	12,5	11-06-2004	27,9	37,6	18,5	05-06-2005	27,8	38,5	14,5	05-06-2006	25,4	35,8	14,6
10-06-2003	24,3	34,8	12,6	12-06-2004	28,1	38,6	18,1	06-06-2005	30,0	40,6	18,7	06-06-2006	24,9	34,7	14,6
11-06-2003	27,2	36,1	16,6	13-06-2004	28,1	39,4	16,6	07-06-2005	27,7	36,7	20,5	08-06-2006	23,6	34,1	14,3
12-06-2003	30,5	40,2	20,0	14-06-2004	27,9	37,1	18,6	08-06-2005	27,8	37,5	18,2	10-06-2006	22,7	32,4	15,1
14-06-2003	25,5	35,8	17,4	15-06-2004	25,7	34,7	17,9	09-06-2005	26,2	33,2	17,8	11-06-2006	25,5	36,4	14,9
17-06-2003	23,2	33,7	13,8	16-06-2004	24,9	35,7	14,4	10-06-2005	25,6	36,8	16,5	12-06-2006	25,0	34,3	16,1
18-06-2003	28,7	40,7	16,5	17-06-2004	27,4	39,2	14,4	11-06-2005	22,0	33,3	13,9	19-06-2006	24,3	32,4	16,3
19-06-2003	30,7	41,7	18,8	18-06-2004	24,7	33,1	17,3	15-06-2005	24,4	33,3	14,3	20-06-2006	22,4	32,1	13,4
20-06-2003	28,6	39,8	20,2	23-06-2004	24,9	32,3	17,5	16-06-2005	28,8	39,0	17,4	21-06-2006	24,8	36,3	13,2
21-06-2003	27,0	35,3	18,4	24-06-2004	25,0	32,7	16,9	17-06-2005	30,6	41,3	20,1	22-06-2006	28,5	39,0	17,5
22-06-2003	23,1	32,8	16,7	25-06-2004	26,4	36,7	17,4	18-06-2005	28,8	38,1	20,0	23-06-2006	27,6	36,6	18,9
23-06-2003	23,4	32,7	14,7	26-06-2004	29,5	40,3	19,1	19-06-2005	27,9	36,6	18,9	29-06-2006	22,4	33,2	11,7
25-06-2003	23,8	32,1	15,5	27-06-2004	30,7	42,8	18,7	20-06-2005	29,8	39,9	19,9	30-06-2006	23,5	32,6	14,4
27-06-2003	22,4	33,5	12,3	28-06-2004	31,4	44,9	19,6	21-06-2005	30,7	38,7	21,9	06-07-2006	23,8	34,6	12,3
04-07-2003	22,7	33,2	12,7	29-06-2004	32,3	43,7	20,8	22-06-2005	29,0	37,3	20,3	07-07-2006	27,6	38,9	15,7
05-07-2003	22,9	32,0	13,5	30-06-2004	29,1	39,5	18,9	23-06-2005	23,9	34,1	15,9	08-07-2006	28,0	39,1	17,1
06-07-2003	23,3	34,3	12,3	01-07-2004	25,6	36,7	15,6	01-07-2005	25,0	36,9	12,8	09-07-2006	29,2	39,4	17,3
07-07-2003	27,4	39,1	15,2	02-07-2004	25,5	37,7	12,5	02-07-2005	28,2	40,3	16,2	10-07-2006	30,3	39,9	20,0
08-07-2003	27,9	38,5	16,9	03-07-2004	26,7	37,0	16,9	03-07-2005	27,0	36,9	17,1	11-07-2006	31,3	41,5	24,1
09-07-2003	27,4	38,6	15,8	04-07-2004	26,4	38,1	14,5	04-07-2005	23,7	33,1	15,8	12-07-2006	31,1	38,7	23,9
10-07-2003	27,9	40,2	15,1	05-07-2004	26,1	37,4	15,3	05-07-2005	26,5	38,1	14,7	13-07-2006	29,0	39,5	20,1
11-07-2003	26,5	36,2	17,1	09-07-2004	22,8	32,3	12,2	06-07-2005	28,7	39,4	18,5	14-07-2006	29,6	40,4	20,7
17-07-2003	23,1	32,9	12,6	11-07-2004	24,1	34,9	13,7	07-07-2005	25,6	36,1	15,2	15-07-2006	30,6	40,9	19,4
18-07-2003	24,7	35,0	13,1	12-07-2004	26,2	36,2	14,3	08-07-2005	26,0	34,1	15,5	16-07-2006	31,2	41,3	21,5
19-07-2003	25,5	35,0	16,3	13-07-2004	28,0	38,1	18,0	09-07-2005	27,5	35,6	18,5	17-07-2006	30,4	39,1	20,5
20-07-2003	23,8	32,1	15,8	14-07-2004	28,0	38,4	18,0	10-07-2005	28,2	39,5	19,7	18-07-2006	26,8	35,6	22,2
21-07-2003	23,1	32,7	12,9	15-07-2004	27,5	38,2	17,8	11-07-2005	28,2	36,6	20,7	19-07-2006	24,4	33,8	17,9
22-07-2003	23,7	33,9	13,9	16-07-2004	26,6	36,3	17,3	12-07-2005	28,0	36,2	19,9	20-07-2006	25,7	37,1	15,9
23-07-2003	23,0	32,8	14,1	17-07-2004	25,1	35,3	16,1	13-07-2005	26,0	35,7	17,6	21-07-2006	26,2	35,6	17,0
24-07-2003	24,6	34,7	15,0	18-07-2004	24,7	34,1	15,2	14-07-2005	25,0	36,7	16,2	22-07-2006	25,4	35,3	14,8
25-07-2003	25,2	35,8	14,2	19-07-2004	24,2	32,4	15,9	15-07-2005	26,4	38,2	15,0	23-07-2006	25,7	36,1	16,2
26-07-2003	26,3	35,3	17,2	20-07-2004	24,7	34,5	15,1	16-07-2005	24,3	33,4	15,1	24-07-2006	25,0	35,0	15,0
27-07-2003	24,9	32,7	17,0	21-07-2004	25,5	35,5	16,2	18-07-2005	24,1	32,9	14,7	25-07-2006	25,7	36,9	14,5
28-07-2003	25,1	37,8	11,8	22-07-2004	27,1	37,2	16,2	19-07-2005	28,2	40,7	15,8	26-07-2006	25,6	34,4	16,3
29-07-2003	31,1	42,8	19,0	23-07-2004	31,4	42,2	21,3	20-07-2005	31,1	42,2	19,8	28-07-2006	24,6	35,9	14,3
30-07-2003	32,4	44,4	22,8	24-07-2004	34,3	43,1	25,9	21-07-2005	26,9	37,3	17,3	29-07-2006	26,7	37,8	15,3
31-07-2003	33,8	45,3	21,5	25-07-2004	33,1	43,6	23,7	22-07-2005	23,7	34,5	16,3	30-07-2006	26,9	37,3	16,4
01-08-2003	35,3	46,4	25,1	26-07-2004	31,6	41,2	21,0	23-07-2005	24,4	34,7	15,5	31-07-2006	26,2	35,4	17,7
02-08-2003	32,9	42,9	24,1	27-07-2004	29,7	40,3	18,9	24-07-2005	23,1	32,1	15,3	01-08-2006	26,1	36,1	16,0
03-08-2003	29,4	38,4	21,3	28-07-2004	26,0	33,5	19,2	26-07-2005	24,0	32,9	17,4	02-08-2006	26,6	37,5	16,3
04-08-2003	29,6	39,5	19,5	29-07-2004	24,6	33,9	15,0	30-07-2005	22,6	32,1	13,5	03-08-2006	26,6	36,2	17,6
05-08-2003	31,2	42,3	21,5	30-07-2004	26,1	36,6	15,4	31-07-2005	23,7	34,8	13,1	04-08-2006	27,2	38,6	17,0
06-08-2003	32,2	42,4	22,3	31-07-2004	27,8	36,5	19,1	01-08-2005	23,0	32,9	13,7	05-08-2006	29,3	39,6	20,7
07-08-2003	31,8	42,0	22,5	01-08-2004	27,8	37,5	19,3	02-08-2005	26,7	36,3	15,0	06-08-2006	29,0	39,0	18,7
08-08-2003	30,4	40,6	22,4	02-08-2004	24,0	32,5	16,3	03-08-2005	29,8	39,3	18,7	07-08-2006	29,0	37,4	21,1
09-08-2003	30,4	41,3	20,6	04-08-2004	23,8	32,2	16,3	04-08-2005	31,2	43,0	20,3	08-08-2006	28,9	39,3	18,6
10-08-2003	31,5	42,4	21,7	05-08-2004	25,9	36,1	15,1	05-08-2005	30,6	42,3	20,9	09-08-2006	28,4	39,1	19,9
11-08-2003	32,5	43,8	23,3	06-08-2004	27,5	37,2	18,1	06-08-2005	31,2	42,0	20,5	10-08-2006	29,4	40,2	19,2
12-08-2003	32,6	43,6	23,6	07-08-2004	25,9	36,0	17,0	07-08-2005	29,5	42,3	20,5	11-08-2006	29,1	38,2	20,2
13-08-2003	32,2	42,0	22,7	08-08-2004	24,7	32,4	19,2	08-08-2005	25,1	36,4	17,2	12-08-2006	28,2	38,1	19,4
14-08-2003	30,0	40,1	21,1	12-08-2004	24,1	32,1	18,0	11-08-2005	23,3	32,0	15,9	13-08-2006	25,2	36,8	15,6
15-08-2003	24,9	33,7	17,4	13-08-2004	24,9	36,4	14,2	12-08-2005	27,4	36,6	18,0	14-08-2006	22,4	32,8	14,8
18-08-2003	25,2	35,1	15,7	14-08-2004	27,9	39,1	16,9	13-08-2005	29,7	39,7	20,0	20-08-2006	25,1	34,6	14,9
19-08-2003	26,2	35,7	16,9	15-08-2004	25,8	35,2	16,3	14-08-2005	30,0	41,0	19,6	21-08-2006	28,1	39,0	17,1
20-08-2003	24,9	35,3	15,2	16-08-2004	24,1	33,7	16,2	15-08-2005	29,2	38,3	20,5	22-08-2006	28,2	38,9	19,0
21-08-2003	24,0	34,6	14,5	21-08-2004	24,8	35,9	13,8	16-08-2005	25,9	35,7	18,7	23-08-2006	26,1	36,8	17,0
22-08-2003	24,9	33,4	15,0	22-08-2004	26,9	36,5	17,2	17-08-2005	24,2	34,9	16,2	24-08-2006	24,6	36,1	13,9
23-08-2003	24,8	35,2	16,8	23-08-2004	26,4	34,7	19,3	18-08-2005	24,9	35,1	15,5	25-08-2006	26,6	37,8	15,9
24-08-20															

(continuação)

Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)
01-09-2003	24,1	32,3	17,8	26-08-2004	28,2	38,6	18,4	21-08-2005	27,2	34,9	19,2	28-08-2006	29,4	39,8	18,7
06-09-2003	22,7	32,6	13,1	27-08-2004	25,7	36,6	15,7	22-08-2005	26,0	33,4	17,1	29-08-2006	30,1	41,2	18,1
09-09-2003	23,4	32,4	16,5	28-08-2004	25,4	36,0	15,9	23-08-2005	28,4	37,9	18,0	30-08-2006	30,8	42,3	19,8
10-09-2003	24,7	34,2	15,4	29-08-2004	25,0	35,6	14,4	24-08-2005	27,5	37,3	18,7	31-08-2006	29,3	42,2	17,9
11-09-2003	27,3	38,2	16,6	30-08-2004	24,6	33,9	15,8	25-08-2005	23,8	35,1	12,4	01-09-2006	28,0	40,8	17,5
12-09-2003	28,8	38,8	19,3	31-08-2004	22,3	32,7	13,8	26-08-2005	24,7	34,9	16,2	02-09-2006	28,6	40,1	18,4
13-09-2003	27,0	38,7	16,2	08-09-2004	22,6	32,1	14,6	27-08-2005	23,9	34,8	13,2	03-09-2006	29,5	42,0	17,3
14-09-2003	26,9	38,3	16,5	09-09-2004	23,7	33,7	15,0	28-08-2005	25,7	36,3	16,1	04-09-2006	31,0	43,3	19,0
15-09-2003	25,8	35,6	18,4	10-09-2004	24,3	34,4	15,5	29-08-2005	27,4	37,2	17,3	05-09-2006	28,9	39,6	19,3
16-09-2003	25,5	34,7	16,8	11-09-2004	24,5	34,2	16,0	30-08-2005	27,6	38,0	18,7	06-09-2006	28,0	38,5	19,8
17-09-2003	24,9	34,8	15,4	12-09-2004	23,6	34,7	14,6	31-08-2005	23,9	32,4	17,7	07-09-2006	29,1	37,6	21,2
18-09-2003	24,7	33,9	15,2	16-09-2004	24,1	33,7	15,8	01-09-2005	23,1	33,8	13,9	08-09-2006	28,7	39,1	19,0
24-09-2003	22,6	33,4	13,7	17-09-2004	25,1	36,4	14,8	02-09-2005	26,2	36,5	16,2	09-09-2006	29,1	39,3	19,6
25-09-2003	24,3	34,5	15,5	18-09-2004	24,8	35,2	14,6	03-09-2005	27,5	38,0	17,3	10-09-2006	27,1	35,1	19,3
26-09-2003	25,0	34,9	16,1	19-09-2004	23,5	35,0	13,7	04-09-2005	27,1	36,3	17,8	18-09-2006	22,6	32,4	15,0
27-09-2003	23,8	32,9	16,5	20-09-2004	23,1	34,4	13,0	13-09-2005	24,7	33,6	17,0	19-09-2006	22,9	33,4	13,3
				21-09-2004	25,9	37,1	16,6	14-09-2005	24,9	34,5	15,8	20-09-2006	23,2	32,7	13,3
				22-09-2004	26,6	38,3	15,0	19-09-2005	21,9	32,8	11,8	26-09-2006	22,2	33,3	15,4
				23-09-2004	25,5	33,7	19,9	20-09-2005	22,7	33,9	12,1	08-10-2006	23,2	32,0	16,4
				25-09-2004	23,1	34,9	15,9	21-09-2005	23,6	34,6	13,6				
				26-09-2004	22,5	33,0	13,6	22-09-2005	23,1	32,5	14,6				
				27-09-2004	23,6	35,7	13,6	28-09-2005	23,9	33,6	14,8				
				28-09-2004	24,3	35,4	15,4	29-09-2005	24,4	35,2	14,6				
				29-09-2004	24,5	35,8	14,3	30-09-2005	25,7	37,0	15,7				
				30-09-2004	24,2	34,9	13,8	01-10-2005	25,6	35,8	17,2				
				01-10-2004	24,1	35,9	14,4	02-10-2005	23,4	33,6	13,0				
				02-10-2004	25,4	36,8	15,2	04-10-2005	21,5	33,0	12,2				
				03-10-2004	25,7	37,9	16,3	05-10-2005	21,6	33,2	10,7				
				04-10-2004	24,8	36,5	16,1	06-10-2005	22,4	34,7	11,5				
				05-10-2004	23,5	34	14,6								
				06-10-2004	22,8	33,4	15,7								
				07-10-2004	23,7	34,1	15,3								

Quadro 6: Temperaturas máximas do ar acima de 32°C de 2007 a 2010

Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)
08-05-2007	23,1	33,9	12,8	03-04-2008	19,7	32,7	6,9	05-05-2009	21,8	32,7	10,5	27-04-2010	23,6	33,0	14,2
09-05-2007	23,7	32,6	14,2	04-04-2008	20,2	32,7	8,9	06-05-2009	22,2	33,0	12,0	18-05-2010	23,1	32,4	12,3
17-05-2007	25,0	34,1	15,0	25-04-2008	23,0	32,3	13,5	07-05-2009	22,4	33,2	11,3	19-05-2010	24,9	34,2	14,2
18-05-2007	26,5	35,9	16,8	06-05-2008	22,3	33,0	12,8	27-05-2009	24,1	32,9	15,6	20-05-2010	25,8	34,3	16,1
19-05-2007	25,1	35,5	16,8	07-06-2008	24,5	32,4	14,9	28-05-2009	24,5	34,3	14,0	21-05-2010	24,5	34,5	13,3
03-06-2007	25,5	33,5	17,3	11-06-2008	24,3	32,6	15,4	29-05-2009	26,0	36,4	15,6	30-05-2010	23,7	33,7	13,1
04-06-2007	26,3	35,7	17,8	12-06-2008	25,3	32,4	17,8	30-05-2009	25,6	37,5	15,0	31-05-2010	27,7	37,7	17,4
05-06-2007	25,6	35,7	15,7	13-06-2008	26,6	35,4	16,4	31-05-2009	25,2	37,4	14,9	01-06-2010	28,2	36,6	18,2
06-06-2007	23,7	32,7	14,0	14-06-2008	24,9	34,8	13,7	01-06-2009	24,7	36,6	14,1	02-06-2010	24,9	33,9	16,6
23-06-2007	24,3	35,3	14,0	17-06-2008	20,9	32,5	12,4	02-06-2009	22,3	33,9	14,0	03-06-2010	22,5	32,4	15,0
27-06-2007	22,5	33,9	11,5	18-06-2008	23,9	34,7	12,7	11-06-2009	26,2	36,3	15,1	04-06-2010	23,4	33,7	13,1
28-06-2007	23,4	33,5	13,2	19-06-2008	25,2	36,3	13,5	12-06-2009	29,9	41,2	18,2	21-06-2010	22,8	32,6	12,6
29-06-2007	22,3	33,2	10,7	20-06-2008	26,7	35,3	16,8	13-06-2009	28,9	38,2	18,7	22-06-2010	24,8	35,4	13,3
30-06-2007	24,1	33,8	14,0	21-06-2008	27,1	36,6	16,7	14-06-2009	27,9	34,4	22,8	23-06-2010	25,1	37,1	13,5
03-07-2007	23,8	32,8	13,6	22-06-2008	26,6	37,0	15,7	15-06-2009	25,2	34,6	19,1	24-06-2010	23,6	34,5	14,4
04-07-2007	25,3	34,2	17,1	23-06-2008	23,9	32,4	15,8	16-06-2009	26,3	34,5	20,4	26-06-2010	24,3	34,5	13,5
05-07-2007	27,7	39,1	16,3	24-06-2008	23,4	33,9	13,2	17-06-2009	29,3	38,3	19,5	27-06-2010	25,3	35,4	17,2
06-07-2007	28,4	38,3	19,1	25-06-2008	27,9	39,8	15,4	18-06-2009	28,7	37,8	21,3	28-06-2010	26,4	36,0	16,1
07-07-2007	26,8	35,8	17,6	26-06-2008	28,9	39,8	17,4	19-06-2009	29,2	38,8	19,7	29-06-2010	27,3	37,6	16,2
08-07-2007	24,8	34,8	14,3	27-06-2008	28,9	39,1	16,2	20-06-2009	29,9	39,6	18,2	30-06-2010	28,6	40,0	17,4
09-07-2007	24,3	34,5	14,1	28-06-2008	29,1	40,0	17,5	21-06-2009	29,6	40,4	19,3	01-07-2010	28,2	38,7	18,7
10-07-2007	26,7	36,2	16,5	29-06-2008	28,4	38,1	17,0	22-06-2009	23,9	33,7	16,0	02-07-2010	25,8	34,6	16,1
11-07-2007	29,0	37,9	18,9	30-06-2008	27,0	37,5	15,8	29-06-2009	24,5	32,5	16,8	03-07-2010	26,8	36,3	17,2
12-07-2007	28,4	39,5	16,9	04-07-2008	24,2	35,4	14,1	30-06-2009	26,0	33,8	20,1	04-07-2010	30,4	40,3	19,2
13-07-2007	28,0	38,3	17,9	08-07-2008	24,4	35,3	13,5	01-07-2009	25,3	34,0	17,8	05-07-2010	31,1	42,6	19,2
14-07-2007	26,3	36,3	15,7	09-07-2008	25,4	35,6	14,0	02-07-2009	25,4	34,5	16,0	06-07-2010	30,7	41,2	19,4
15-07-2007	22,5	32,3	15,6	10-07-2008	24,4	33,5	14,7	03-07-2009	24,8	33,7	16,1	07-07-2010	29,9	41,1	22,8
24-07-2007	23,3	34,7	12,4	13-07-2008	23,6	34,1	11,8	04-07-2009	24,7	33,0	16,8	08-07-2010	27,5	36,8	20,6
25-07-2007	26,1	37,5	13,5	14-07-2008	25,3	35,3	13,8	08-07-2009	23,0	33,0	13,4	09-07-2010	26,6	36,8	16,4
26-07-2007	26,0	36,7	14,5	15-07-2008	26,1	36,7	18,2	09-07-2009	24,5	34,3	14,6	10-07-2010	27,2	39,2	14,6
27-07-2007	26,8	38,8	13,9	16-07-2008	26,4	36,4	17,6	10-07-2009	23,8	34,6	14,1	11-07-2010	27,1	37,7	15,1
28-07-2007	30,6	42,7	17,8	17-07-2008	28,9	38,6	17,3	11-07-2009	23,1	33,7	12,4	12-07-2010	23,8	33,1	14,5
29-07-2007	32,9	43,9	21,4	18-07-2008	30,9	42,4	18,8	12-07-2009	25,5	36,3	14,0	15-07-2010	22,1	33,0	11,8
30-07-2007	32,6	44,5	21,0	19-07-2008	27,3	33,3	19,9	13-07-2009	24,9	33,0	17,9	16-07-2010	23,9	34,8	12,7
31-07-2007	28,0	38,5	18,1	20-07-2008	25,7	34,3	17,8	15-07-2009	24,0	35,2	14,5	17-07-2010	26,0	37,8	14,1

(continuação)

Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Data	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)
01-08-2007	23,9	33,3	15,3	21-07-2008	26,5	38,2	16,1	16-07-2009	25,0	33,7	15,7	18-07-2010	28,2	38,7	16,3
02-08-2007	26,7	37,6	15,9	22-07-2008	27,5	39,9	16,5	18-07-2009	26,0	37,1	13,0	19-07-2010	25,8	34,8	15,9
03-08-2007	29,7	40,0	18,4	23-07-2008	24,8	34,1	16,6	19-07-2009	27,8	37,6	17,7	20-07-2010	23,3	32,6	14,3
04-08-2007	31,0	39,7	20,2	27-07-2008	23,2	32,4	14,8	20-07-2009	29,0	39,3	19,4	23-07-2010	25,5	36,7	12,1
05-08-2007	25,9	35,5	18,2	29-07-2008	22,7	32,8	13,4	21-07-2009	27,8	37,9	18,2	24-07-2010	29,4	40,6	16,8
07-08-2007	22,0	32,2	12,4	30-07-2008	23,2	33,4	12,0	22-07-2009	23,6	32,8	16,2	25-07-2010	30,5	41,2	18,0
08-08-2007	25,5	36,0	15,0	31-07-2008	23,8	32,5	14,9	23-07-2009	24,2	32,4	18,0	26-07-2010	31,2	42,1	21,4
09-08-2007	26,5	35,9	16,6	01-08-2008	24,0	32,2	16,8	24-07-2009	23,7	32,8	13,7	27-07-2010	30,4	41,3	21,0
10-08-2007	25,2	34,2	15,4	02-08-2008	27,2	39,9	14,9	25-07-2009	27,6	38,3	16,7	28-07-2010	30,5	42,3	20,6
14-08-2007	22,4	32,5	13,0	03-08-2008	28,8	39,5	17,1	26-07-2009	28,2	39,9	16,2	29-07-2010	29,5	39,4	21,1
17-08-2007	25,7	36,7	14,4	04-08-2008	29,1	40,8	17,3	27-07-2009	25,3	35,8	14,5	30-07-2010	26,9	38,0	16,5
18-08-2007	25,1	36,0	14,3	05-08-2008	28,3	39,4	18,9	28-07-2009	24,9	36,2	13,0	31-07-2010	25,3	38,5	14,7
19-08-2007	24,2	34,2	14,5	06-08-2008	25,7	36,6	15,7	29-07-2009	25,2	34,6	14,2	01-08-2010	25,8	37,0	14,6
20-08-2007	25,9	35,3	16,8	08-08-2008	23,9	34,9	12,1	30-07-2009	26,7	37,0	15,8	02-08-2010	24,4	34,1	14,9
21-08-2007	24,2	32,8	16,3	09-08-2008	26,6	38,2	14,6	31-07-2009	25,2	35,6	14,0	03-08-2010	27,1	38,8	14,5
23-08-2007	25,1	33,8	15,3	10-08-2008	25,4	35,8	15,0	02-08-2009	22,4	32,0	12,9	04-08-2010	29,7	39,9	19,5
24-08-2007	26,8	35,6	15,7	13-08-2008	22,5	32,6	12,5	03-08-2009	24,4	36,6	12,2	05-08-2010	29,1	38,4	19,5
27-08-2007	25,5	35,1	16,8	15-08-2008	23,2	33,0	13,3	04-08-2009	27,7	37,1	16,9	06-08-2010	28,7	41,0	16,2
28-08-2007	21,9	32,5	13,8	17-08-2008	22,9	32,2	14,4	05-08-2009	26,3	35,4	17,4	07-08-2010	30,1	40,4	20,5
30-08-2007	22,8	32,6	14,8	18-08-2008	23,7	33,8	13,4	06-08-2009	24,8	33,4	16,6	08-08-2010	28,2	39,2	23,8
31-08-2007	26,7	36,6	18,2	19-08-2008	22,5	32,1	13,9	09-08-2009	24,0	34,2	14,4	09-08-2010	30,5	39,6	22,9
01-09-2007	26,4	35,4	17,9	20-08-2008	23,6	35,9	12,2	10-08-2009	26,8	37,2	15,8	10-08-2010	32,2	40,9	22,9
02-09-2007	25,7	37,6	17,2	21-08-2008	23,9	33,6	12,9	11-08-2009	28,9	39,0	17,7	11-08-2010	31,9	40,0	23,4
03-09-2007	25,0	35,3	16,0	22-08-2008	23,9	33,0	16,4	12-08-2009	29,7	39,8	19,9	12-08-2010	26,3	34,8	18,1
04-09-2007	25,8	37,8	15,3	23-08-2008	23,5	35,0	12,3	13-08-2009	29,1	39,7	19,5	13-08-2010	25,9	36,3	15,7
05-09-2007	26,8	38,3	17,1	24-08-2008	24,7	35,3	14,1	14-08-2009	29,8	39,7	19,6	14-08-2010	27,4	36,4	18,5
06-09-2007	25,7	35,4	18,5	25-08-2008	24,9	35,3	15,7	15-08-2009	29,4	38,3	20,1	15-08-2010	26,7	35,0	19,1
10-09-2007	22,3	32,4	16,2	26-08-2008	25,3	36,3	14,9	16-08-2009	29,1	39,3	19,2	16-08-2010	25,1	33,4	18,7
23-09-2007	22,0	32,8	12,5	27-08-2008	24,8	35,8	15,3	17-08-2009	29,0	38,1	19,4	18-08-2010	24,3	32,3	16,7
24-09-2007	24,1	34,0	16,2	28-08-2008	25,3	34,7	15,8	18-08-2009	28,9	38,7	20,2	19-08-2010	24,6	33,7	15,9
				01-09-2008	22,8	33,6	14,2	19-08-2009	28,2	37,9	17,2	20-08-2010	28,7	39,1	17,6
				09-09-2008	24,1	32,5	16,5	20-08-2009	26,7	36,2	16,6	21-08-2010	29,5	38,4	20,3
				10-09-2008	24,5	33,4	16,8	21-08-2009	26,6	37,5	16,4	22-08-2010	27,7	36,3	18,3
				14-09-2008	23,7	33,5	14,1	22-08-2009	28,9	40,4	16,6	24-08-2010	26,1	36,4	18,9
				15-09-2008	23,5	34,3	14,1	23-08-2009	28,5	38,0	17,7	25-08-2010	29,9	41,1	19,0
				19-09-2008	23,7	33,5	15,0	26-08-2009	22,8	33,9	12,9	26-08-2010	29,7	40,7	19,0
				20-09-2008	25,4	32,2	19,9	27-08-2009	26,9	38,1	16,2	27-08-2010	27,2	36,6	17,9
								28-08-2009	26,4	37,0	16,1	28-08-2010	27,0	38,7	16,3
								29-08-2009	28,5	40,8	16,0	29-08-2010	28,4	40,3	15,5
								30-08-2009	29,9	40,8	18,8	30-08-2010	30,1	43,1	18,8
								01-09-2009	24,3	32,9	18,4	31-08-2010	27,6	34,8	21,5
								03-09-2009	23,8	34,3	15,5	01-09-2010	24,2	32,3	19,2
								04-09-2009	24,8	34,0	16,2	02-09-2010	24,4	34,7	16,0
								05-09-2009	24,6	36,3	12,2	03-09-2010	26,2	37,3	15,2
								06-09-2009	25,8	36,3	14,2	04-09-2010	26,9	36,9	17,3
								07-09-2009	28,0	39,1	16,5	05-09-2010	26,0	36,1	16,7
								08-09-2009	27,3	39,9	20,0	06-09-2010	23,1	32,1	15,4
								09-09-2009	26,4	36,6	18,4	09-09-2010	22,6	32,1	12,9
								10-09-2009	25,3	35,0	18,8	10-09-2010	25,3	36,3	14,1
								11-09-2009	24,9	34,2	17,2	11-09-2010	25,3	36,3	14,4
								22-09-2009	23,8	32,6	15,1	12-09-2010	25,5	35,7	16,1
								23-09-2009	23,7	33,0	13,7	13-09-2010	26,4	36,5	17,6
								24-09-2009	24,7	33,6	16,5	14-09-2010	27,6	40,0	16,5
								25-09-2009	23,4	33,1	15,4				
								04-10-2009	23,3	32,9	15,1				
								11-10-2009	23,6	32,9	15,6				
								12-10-2009	24,2	33,8	15,6				
								13-10-2009	23,1	32,8	14,0				
								14-10-2009	22,3	32,8	14,4				
								15-10-2009	22,0	32,3	13,1				

Nos quadros 5 e 6 são apresentadas os dias em que a temperatura máxima do ar, registada na estação de Serpa, ultrapassou os 32°C, no período de Janeiro de 2003 a Dezembro de 2010. Esta temperatura foi considerada como limite máximo, a partir do qual a maioria das culturas começa a reduzir a sua taxa fotossintética, e que serve de indicador do “stress” térmico das culturas e nas consequentes quebras de rendimento.

Da análise dos quadros verifica-se que durante os meses de Julho e Agosto, cerca de 80% dos dias apresentam períodos com temperatura superior a 32°C.

## 5. Precipitação Ocorrida

Na Figura 3 são apresentadas as precipitações anuais ocorridas durante o período de 2003 a 2010. Da análise da figura verifica-se que os anos de 2006 e 2010 corresponderam aos anos mais chuvosos ultrapassando o valor médio de todo o período monitorizado, em cerca de 38 e 47%, respectivamente.

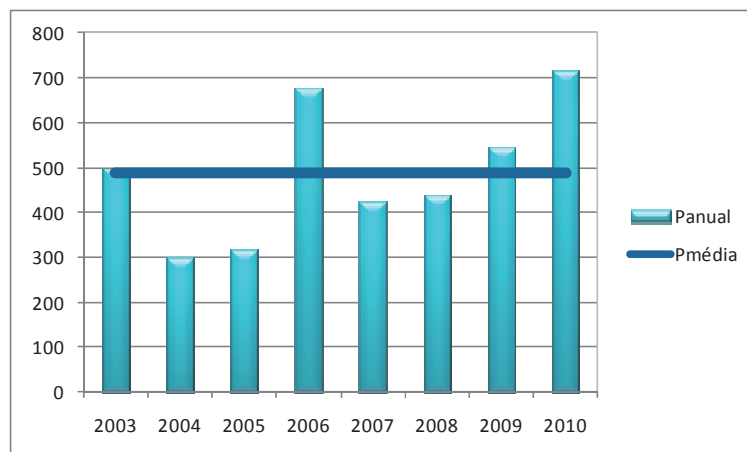


Figura 3 – Precipitação anual registada de 2003 a 2010

No quadro 7 são apresentados os registos de precipitação ocorrida mensalmente durante o período em análise. Dos dados apresentados verifica-se que a ocorrência de precipitação mais significativa concentra-se em média nos meses de Outubro e Dezembro. Pelo contrário nos meses de Junho a Setembro a precipitação ocorrida é pouco significativa, com excepção do ano de 2006 em que houve ocorrência de precipitação muito significativa no mês de Junho e em que as temperaturas do ar atingiram os 39°C.

Quadro 7 – Precipitação mensal e anual registada de 2003 a 2010

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Mês/ano	Precipitação (mm)							
JAN	46,6	29,2	0,2	52,8	31,7	56,6	97,9	97,3
FEV	72,2	58,0	10,0	33,6	46,9	80,2	66,0	123,7
MAR	37,0	28,0	16,4	82,0	7,5	20,3	11,2	69,9
ABR	50,8	8,2	5,2	26,8	66,2	87,0	21,2	83,9
MAI	8,0	33,2	32,4	0,0	52,7	32,3	18,8	12,6
JUN	1,6	3,6	0,0	109,2	19,5	0,0	13,7	17,3
JUL	1,4	0,6	0,0	0,6	0,2	3,8	3,1	0,0
AGO	0,0	11,6	0,4	20,5	11,4	0,0	0,0	0,0
SET	25,8	3,4	0,2	31,0	36,7	45,2	35,7	1,9
OUT	95,6	93,8	94,2	180,9	97,2	39,2	51,7	107,3
NOV	100,2	7,6	105,8	97,6	36,5	26,5	15,7	53,0
DEZ	56,8	22,2	51,4	41,9	15,3	45,6	211,6	150,0
TOTAL	496,0	299,4	316,2	676,9	421,8	436,7	546,6	716,9



## 6. REFERÊNCIAS

- [Chilling Accumulation: Its Importance and Estimation](#) (David H. Byrne and Terry Bacon, Dept. Of Horticultural Sciences, Texas A&M University, College Station, TX 77843-2133);
- <http://fruitsandnuts.ucdavis.edu/weather/aboutchilling.html>

Beja, 27 Janeiro 2011

Elaborado por



Marta Santos

Revisto por



Jorge Maia